Roskilde University

Udviklingen i agerlandets småbiotoper i Øst-Danmark

Agger, Peder Winkel; Brandt, Jesper; Byrnak, Eilif; Jensen, Søren Mark; Ursin, Martin

Publication date:
1986

Document Version
Tidlig version også kaldet pre-print

Citation for published version (APA):
Agger, P. W., Brandt, J., Byrnak, E., Jensen, S. M., & Ursin, M. (1986). *Udviklingen i agerlandets småbiotoper i Øst-Danmark*. Publikationer fra Institut for geografi, samfundsanalyse og datalogi. Forskningsrapport Nr. 48

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain.
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal.

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact rucforsk@kb.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 03. Jul. 2025

ROSKILDE UNIVERSITETSCENTER
INSTITUT FOR GEOGRAFI, SAMFUNDSANALYSE OG DATALOGI
Postbox 260 4000 Roskilde Tlf. (02)757711

UDVIKLINGEN I AGERLANDETS SMÅBIOTOPER I ØSTDANMARK

BIOTOPGRUPPEN
(Agger, Brandt, Byrnak, Jensen og Ursin)

PUBLIKATIONER FRA INSTITUT FOR GEOGRAFI, SAMFUNDSANALYSE OG DATALOGI
FORSKNINGSRAPPORT NR. 48 **1986**

ISSN 0106-3537-48

Denne publikation refereres således:

Biotopgruppen (Agger, Brandt, Byrnak, Jensen og Ursin), 1986: Udviklingen i agerlandets småbiotoper i Østdanmark. Publikationer fra Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi. Forskningsrapport nr. 48. Roskilde Universitetscenter, 1986.

UDVIKLINGEN I
AGERLANDETS SMÅBIOTOPER
I ØSTDANMARK

FORORD

Den her foreliggende tekst er den første, foreløbige og samlede beskrivelse af projektet, "Udviklingen i agerlandets småbiotoper i Østdanmark", der med støtte fra Statens Jordbrugsvidenskabelige- og Veterinære Forskningsråd er udført ved Roskilde Universitetscenter i årene 1980-86. Det er sket i et samarbejde mellem Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi (Inst.III) og Institut for Miljø, Teknologi og Samfund (Inst.IV).

Projektets forløber, "Udviklingen i agerlandets småbiotoper", blev udført som et integreret forsknings-pilot-projekt og specialestudium 1977-78. Pilot-projektet er udgivet som forskningsrapport nr.9 i "Publikationer fra Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi" i 1980. Andre publikationer fra dette forprojekt og fra det her forelagte kan findes i referencelisten under h.h.v. forfatternavnene: Agger, Biotopgruppen, Brandt og Byrnak m.fl..

Projektgruppen har gennem forløbet bestået af følgende personer: Lektorerne Peder Agger (1980-86) og Jesper Brandt (1980-86) og cand. mag.`erne Eilif Byrnak (1980-81), Søren Mark Jensen (1980-82) og Martin Ursin (1980-82).

Landskabsarkitekt Finn Prip har været tilknyttet projektet som designer af kort og visualiseringsmateriale. Tegningerne er udført af teknisk tegner Ingrid Jensen. Den til projektet udarbejdede database er konstrueret af datalogerne Torben Hansen og John Svensson. Det øvrige edb-programmel er udarbejdet af Jesper Brandt samt stud.mag.-`erne Lars Boye, Arni Nicolaisen og Morten Olsen. De i projektet udførte cluster- og principal komponent analyser er gennemført med bistand af lektor Tommy Jørgart. Rapporten er renskrevet af sekretær v. Inst.-III, Inge Birkelund, der endvidere har fungeret som sekretær for projektet.

Over de 5 år projektet er forløbet, har det endvidere modtaget råd, vejledning og informationer fra en lang række instituitioner og enkeltpersoner. Af pladsmæssige grunde skal de ikke opremses her - med en enkelt undtagelse: Alle de godt 200 landbrugere der har "lagt jord" til undersøgelsen og med tålmodighed har besvaret alle vore ikke altid lige vedkommende spørgsmål. Til dem alle skal hermed rettes en varm tak.

Roskilde maj 1986

Peder Agger Jesper Brandt

Projektets adresse er: Biotopgruppen, Hus 19.2. RUC, Post box 260, DK-4000 Roskilde.

INDHOLDSFORTEGNELSE

Forord 1
Indholdsfortegnelse 3
Abstract 7

DEL I: INDLEDNING

1. HIDTIDIGE UNDERSØGELSER 13
1.0 Indledning 15
1.1 Problemstilling 15
1.2 Andre undersøgelser 16
1.2.1 Tidligere undersøgelser af småbiotopmønstrets udvikling 17
1.2.2 Udviklingen af enkelte biotoptyper 18
1.2.3 Biologiske undersøgelser 20
1.2.4 Spredningsbiologi m.m. 21
1.2.5 Offentlige udrednings- og registreringsarbejder .. 21
1.2.6 Interesseorganisationer 26
1.2.7 Udenlandske undersøgelser 27
1.3 Undersøgelsen opbygning 30

DEL II: MATERIALE

2. VALG AF UNDERSØGELSOMRÅDER 33
2.0 Indledning 35
2.1 Regionalisering 37
2.2 Clusteranalyser 39
2.3 Principal komponent analysen 48
2.4 Regionaliseringen 52
2.5 Feltvalget 57

3. AFGRÆNSNING OG TYPIFICERING 61
3.0 Agerlandets småbiotoper 63
3.1 Afgrænsning af begrebet "småbiotoper" 63
3.2 Klassificering af småbiotoper 64
3.2.1 Areelle og linieformede biotoper 65
3.2.2 Den samlede biotopklassificering 68

DEL III: METODE

4. REGISTRERINGSMETODIK 75
4.0 Feltmetodik 77
4.1 Småbiotopregistreringen 77
4.2 Landbrugsstrukturundersøgelsen 81
4.3 Den historiske registrering 85
4.3.1 Metodiske problemer i den historiske analyse 86
4.3.2 Arbejdsgangen i den historiske registrering 92
4.4 Lagring af data 99
4.5 Standardopstillinger i forbindelse med materiale-bearbejdning 104

5. TRANSFORMATION KORT/FOTO/FELT/VIRKELIGHED 109
5.0 Transformation kort/foto/felt/virkelighed 111
5.1 Analyse af målebordsblade og 4-cm-kort 111
5.2 Analyse af flyfotos 118
5.3 Feltundersøgelsens validitet 120
5.4 Transformation fra kort til foto til felt 121

DEL IV: REGISTRERINGS RESULTATER

6. BIOTOPERNES UDBREDELSE OG TÆTHED 127
6.0 Biotopernes udbredelse 129
6.1 Præsentation af undersøgelsområderne 129
6.1.1 Samlet oversigt 133
6.1.2 Område 1: Tune 135
6.1.3 Område 2: Tågerup 137
6.1.4 Område 3: Birkerød 139
6.1.5 Område 4: Ringsted 141
6.1.6 Område 5: Bogense 143
6.1.7 Område 6: Åmosen 145
6.1.8 Område 7: Suså 147
6.1.9 Område 8: Møn 150
6.1.10 Område 9: Bøtø 152
6.1.11 Område 10: Højreby 155
6.1.12 Område 11: Ringe 157
6.1.13 Område 12: Glamsbjerg 159
6.1.14 Område 13: Bramsnæs 162
6.2 Udbredelsen af de enkelte biotoptyper 164
6.2.1 Veje 164
6.2.2 Skel, hegn og diger 166
6.2.3 Grøfter og vandløb 168
6.2.4 Skrænter og dæmninger 170
6.2.5 Moser, småsøer og kunstige søer 171
6.2.6 Mergel- og grusgrave 174
6.2.7 Samlet oversigt over vandhuller 176
6.2.8 Bevoksninger, beplantninger og vildtremiser 178
6.2.9 Andre biotoptyper 182
6.2.10 Samlet oversigt 184
6.3 Sammenligning med andre undersøgelser 185
6.3.1 Andre hegnsundersøgelser 186
6.3.2 Andre undersøgelser af vådområder 187
6.4 De areelle biotopers fordeling bedømt udfra kort.191
6.4.1 Størrelsesfordeling 191
6.4.2 Tæthedsfordeling 194

7. BIOTOPERNES STATUS OG FUNKTION 197
7.0 Feltiagttagelser 199
7.1 Artssammensætningen i biotopernes træ- og busk-vegetation 199
7.1.1 Indledning 199
7.1.2 Metode 200
7.1.3 Vegetationen i de enkelte biotopkombinationstyper 202
7.1.4 Forskelle i biotoptypernes vegetation 211
7.1.5 Sammenligning mellem områderne 216
7.1.6 Sammenligning med "Hegn og skel i Roskilde Amt" .220
7.1.7 Sammenfatning 228
7.2 Biotopernes tilgængelighed for rekreation 230
7.2.1 Biotopernes indskrænkning og fjernelse 232
7.2.2 Ændringer i biotopernes karakter 232
7.2.3 Biotopernes tilgængelighed 232
7.2.4 Biotopernes forbundethed 234
7.3 Biotopernes natur- og funktionsbestemthed 237
7.3.1 Biotopernes herkomst 237
7.3.2 Analyse af biotopernes funktion 244
7.3.3 Ejernes planer med småbiotoperne 265
7.3.4 Sammenfatning 269

8. DEN HISTORISKE UDVIKLING 275
8.0 Den historiske udvikling 277
8.1 Småbiotopstrukturen før udskiftningen 280
8.1.1 Analyseproblemer 280
8.1.2 Småbiotopmønstret i det danske agerland før udskiftningen 282
8.2 Hovedtræk i den historiske udvikling efter udskiftningen 284
8.2.1 Område 2: Tågerup 286
8.2.2 Område 9: Bøtø 289
8.2.3 Område 10: Højreby 290
8.2.4 Område 12: Glamsbjerg 293
8.2.5 Område 13: Bramsnæs 295
8.2.6 Sammenligning mellem de 5 områder 297
8.3 Nettoforandringer 299
8.4 Biotopernes livsforløb 302
8.4.1 Metode 302
8.4.2 De enkelte biotoptyper 305
8.4.3 Sammenfatning 314

DEL V: ANALYSE RESULTATER

9. UNDERSØGELSENS REPRÆSENTATIVITET 319
9.0 Undersøgelsens repræsentativitet 319
9.1. Feltanalysens repræsentativitet 319
9.1.1 Formål 319
9.1.2 Valg af opmålingsfelter 319
9.1.3 Det anvendte småbiotopbegreb 323
9.1.4 Selve opmålingen 325
9.1.5 Målte tætheder samlet bedømt 326
9.1.6 Samlet vurdering af biotoptætheder 328
9.2 Repræsentativiteten af de undersøgte bedrifter ..333
9.2.1 Fordeling på brugsstørrelser 334
9.2.2 Forpagtningsforhold 334
9.2.3 Aldersfordeling 335
9.2.4 Landbrugsarealets anvendelse 335
9.2.5 Blandede bedrifter 337
9.2.6 Samlet om repræsentativiteten af de interviewede bedrifter 339
9.3 Repræsentativitet af den historiske analyse 339

10. BIOTOPMØNSTERBETINGEDE FORHOLD 341
10.0 Biotopbestemmende faktorer 343
10.1 Økologiske faktorer 343
10.1.1 Jordbunden 344
10.1.2 Landskabstype 347
10.2 Landbrugsmæssige faktorer 354
10.2.1 Bedriftsstørrelse 354
10.2.2 Markstørrelse 356
10.2.3 Driftsformen 364
10.2.4 Andre landbrugsmæssige faktorer 366
10.2.5 Samlet om de landbrugsmæssige faktorer 368
10.3 Urbaniseringsmæssige faktorer 368
10.4 Samlet om de biotopbestemmende faktorer 370

11. KLASSIFICERING AF BIOTOPMØNSTRE 375
11.0 Klassificering af biotopmønstre 377
11.1 Småbiotopmønstret som ophæng for sammenfattende styring 377
11.2 Forsøg på klassifikation 378
11.3 Diskussion 380

DEL VI: KONSEKVENSER

12. PROGNOSER FOR BIOTOPUDVIKLINGEN 383
12.0 Prognoser for biotopudviklingen 385
12.1 Udviklingstendenser for lineære biotoper 385
12.1.1 Tilknytning til ejendomsskel 385
12.1.2 Andreundersøgelser af lineære biotoper 393
12.1.3 Samlet om udviklingen for lineære biotoper 396
12.2 Udviklingstendenser for areelle biotoper 396
12.2.1 Udviklingen i de af os undersøgte områder 397
12.2.2 Andres undersøgelser 399 399
12.3 Udviklingstræk i det samlede mønster 404

13. UDVIKLINGENS BETYDNING FOR FLORA OG FAUNA 409
13. Den biologiske betydning af biotopmønstrets forandring 411
13.0 Indledning 411
13.1 De ikke-biotopbetingede forandringer 411
13.2 Danske undersøgelser over biotopernes artsindhold 416
13.3 Generelt om biotopernes som levested 421
13.4 Relationen mellem biotoper, arter og individer ..424
13.5 Generelle ændringer i faunaens og floraens karakter 426
13.5.1 Strukturdiversitet, biotoptab og isolation 426
13.5.2 Isolation af bestandene 427
13.5.3 Kvalitative ændringer i flora og fauna 437
13.6 Forvaltningsmæssige konsekvenser 438

14. BIOTOPMØNSTERFORVALTNING - ELEMENTER TIL EN STRATEGI 447
14. Biotopmønsterforvaltning - elementer til en strategi 449
14.0 Indledning 449
14.1 Generelle tendenser 449
14.2 Målene 451
14.3 Midlerne 454
14.3.1 De eksisterende midler 454
14.3.2 Ændrede styringsmidler 460
14.4 Elementer til en strategi 465
14.4.1 Overordnede strukturmodeller 468
14.4.2 Naturforvaltning på ejendomsniveau 472
14.4.3 Småbiotopernes betydning for landbrugsproduktion 476
14.5 En integreret planlægning 479

15. KONKLUSIONER PÅ UNDERSØGELSEN 483

Bilag 1 Kommuneoversigt 504
Bilag 2 Biotopregistreringsskema 505
Bilag 3 Ejerregistreringsskema 507
Bilag 4 Databasens opbygning 511
Bilag 5 Fordeling af biotoptætheder 524

REFERENCER 525

ABSTRACT

Det her foreliggende er en overvejende teknisk rapport. Det vil sige, at den med mange detaljer redegør for materialevalg, registrerings- og analysemetode og resultater fra et snart mangeårigt forskningsprojekt. Dette kan ikke undgå at have indflydelse på læseligheden.

For at give læseren mulighed for hurtigt at kunne orientere sig i rapporten bringes nedenfor en synopsis over de enkelte kapitler. Læst sammen med det sammendrag (kap. 15), der afslutter rapporten skulle dette være muligt. Til den der kan afse yderligere men dog begrænset tid, anbefaler vi læsning af kapitlerne 12 og 14.

Kapitel 1 : Indledning

Den indtil idag foreliggende litteratur om tæthed og udvikling i småbiotopmønstret i det danske agerland er sparsom. Til gengæld foreligger der flere arbejder, der har en kvantitativ tilgang til beskrivelsen af enkelte biotoptyper og disses indhold af plante- eller dyrearter. Kapitlet giver en oversigt over denne litteratur foruden de småbiotop-relevante registringer, der er udført ved amternes fredningsafdelinger. Også den mest centrale udenlandske litteratur på området omtales.

Kapitel 2 : Valg af undersøgelsesområder

Her gøres rede for kriterier og procedure ved valget af de 13 feltundersøgelsesområder, som undersøgelsen omfatter. For at optimere udnyttelsen af vore registreringsressourcer er det forsøgt at foretage en opdeling af Østdanmark i 8 småbiotopregioner, i forhold til hvilke indsamlingsintensiteten har været afstemt. Kapitlet munder ud i en præcis udpegning af de 13 områder.

Kapitel 3 : Afgrænsning og typificering

I dette kapitel gives en definition på det anvendte småbiotop begreb som de små udyrkede permanent vegetationsbærende subsidiært vanddækkede arealer inde i det ellers dyrkede land. Småbiotoperne opdeles i hhv. linieformede- og areelle småbiotoper. De første er mellem 0.1 og 10 m. brede og mindst 10 m. lange. De areelle er de, der er mellem 10 og 20.000 kv.m. store, og som ikke kan falde ind under definitionen på de linieformede.

Den mere detaljerede opdeling af de ialt ca. 40 småbiotoptyper undersøgelsen opererer med, gennemgås.

Kapitel 4 : Registreringsmetodik

Der er indsamlet informationer af tre typer:
1) Registreringer i felten i 1981,
2) oplysninger om driften på de berørte bedrifter,
3) registreringer af ændringer i småbiotopmønstret gennem aflæsninger af gamle kort fra slutningen af 1800-tallet og flyfotos frem til idag.
Den anvendte registreringsmetode gennemgås i detaljer, og det beskrives, hvorledes disse data er blevet lagret.

Kapitel 5 : Transformation kort/foto/felt/virkelighed

På grund af forskelligheder i de kriterier der gennem årene har været anvendt ved udarbejdelsen af målebordsblade og 4-cm.kort og p.gr.a. forskelle i opløsningsevne og detaljeringsgrad mellem kort, flyfotos og feltiagttagelser, kan resultater fra de forskellige registreringer ikke umiddelbart sammenstilles. Dette diskuteres, og det forsøges punktvis at estimere størrelsen af de systematiske forskelle.

Kapitel 6 : Biotopernes udbredelse og tæthed

Dette er det første af de tre kapitler (6-8), hvor undersøgelsens empiri præsenteres. Kapitlet falder i tre dele.

Først præsenteres hvert enkelt af de 13 undersøgelsesområder. Udfra en standardiseret disposition gennemgås topografisk beliggenhed, naturlandskabet, kulturlandskabet, landbrugsstrukturen, arealstrukturen og småbiotopstrukturen.

Dernæst gennemgås de enkelte småbiotoptypers udbredelse i 1981, deres samlede antal, den områdevise forekomst, arealdækning og størrelsesfordeling.

Endelig sammenlignes feltundersøgelsens resultater med andre tilsvarende undersøgelser især med tætheder og størrelsesfordelinger fundet ved en i denne forbindelse foretagen aflæsning af kortsignaturer på 4-cm.kort for 249 et-kvadratkilometer felter jævnt fordelt over Østdanmark.

Kapitel 7 : Biotopernes status og funktion

Hvor kapitel 6 beskæftiger sig med arealer, antal, tæthed og type af småbiotoperne, præsenteres i dette kapitel de informationer der iøvrigt er indhøstet i forbindelse med feltarbejdet.

I afsnit 7.1 gennemgås de analyser af træ- og buskvegetationens sammensætning, der er gennemført i hhv. 1/10 og 1/5 af de træbærende linieformede og areelle biotoper.

I afsnit 7.2 behandles adgangsforholdene til småbiotoperne og den grad af forbundethed som småbiotopmønstret udviser i de enkelte regioner.

I afsnit 7.3 gennemføres to opdelinger af småbiotoperne. Den ene tager udgangspunkt i deres herkomst (primært landskabsbundne-, sekundært landskabsnbundne- og arronderingsbetingede biotoper). Den anden tager udgangspunkt i småbiotopernes nuværende funktion (produktiv-, lokaliserings- og strukturmæssig funktion, reproduktiv funktion).

Kapitel 8 : Den historiske udvikling

På baggrund af i ialt syv kort/flyfotos/feltregistreringer gennemgås udviklingen fra ca. 1885-frem til 1981 i 5 af de 13 undersøgelsesområder. I tabeller anføres nettoændringer i det enkelte områdes samlede biotopindhold fra periode til periode.

Ordnet efter den type som biotopen havde ved feltregistreringen subsidiært ved første registrering, gennemgås dernæst typiske "livsforløb" for alle de lokaliteter, der på et eller andet tidspunkt i undersøgelsen er registreret som biotopbærende. Denne sidste del viser, at dynamikken i biotopmønstret er langt større end netteoforandringer i det samlede småbiotopindhold over forskellige perioder kan afsløre.

Kapitel 9 : Undersøgelsens repræsentativitet

Repræsentativiteten af de 13 udvalgte undersøgelsesområder vurderes gennem en sammenligning med de biotopsignaturtætheder, der har kunnet aflæses af de 249 tidligere omtalte jævnt fordelte 1-kvadratkilometer felter i Østdanmark. I forbindelse hermed leveres også et skøn over det samlede småbiotopindhold i Østdanmark i 1981 (45.000 km. linieformede og 78.000 stk. areelle småbiotoper).

Repræsentativiteten af de i interviewdækkede bedrifter vurderes gennem en sammenligning med landbrugsstatistikken.

Endelig gøres der nogle ikke-statistiske betragtninger over repræsentativiteten af de 5 historisk analyserede områder.

Kapitel 10 : Biotopbestemmende faktorer

Dette kapitel forsøger at indkredse, hvilke hhv. naturbetingede og kulturbetingede faktorer der udfra den foreliggende undersøgelse i særlig grad synes at være afgørende for biotopmønstrets tæthed og sammensætning. Der skelnes mellem faktorer affødt af naturgrundlaget ("økologiske faktorer") og landbrugsmæssige faktorer.

Selvom mange faktorer på een gang virker komplekst ind på biotopmønstret, argumenteres der alligevel frem til, at jordbundstypen, landskabsrelieffet, bedrifts- og markstørrelse sammen med biotoptypens nuværende funktion alle på afgørende vis har indflydelse på småpbiotopmønstret.

Kapitel 11 : Klassificering af biotopmønstre

Kan der i Østdanmark udskilles typer af biotopmønstre, der adskiller sig fra hverandre mht. typesammensætning og tæthed? Da eksistensen af sådanne kan have indflydelse på, hvordan man hensigtsmæssigt kan forvalte småbiotopmønstret, og på hvordan man bedst vil kunne planlægge fremtidige småbiotopundersøgelser, er dette efterprøvet på det foreliggende materiale.

De gennemførte cluster- og principal komponent analyser har imidlertid ikke givet brugbare resultater. Det kan dog ikke afvises, at en i denne forbindelse for lille prøvestørrelse og uhensigtsmæssig område- og regionafgrænsning er årsag til, at forsøget er faldet negativt ud.

Kapitel 12 : Prognoser for biotopudviklingen

Ved at underkaste udviklingen i de seneste år en særlig analyse og ved at sammenholde undersøgelsens resultater med tilsvarende andre undersøgelser (se især tabel 12.8) konkluderes, at de våde (linieformede og areelle) småbiotoper er i særlig kraftig tilbagegang. De tørre linieformede (excl. større veje) er i moderat tilbagegang. Større veje og tørre areelle er i moderat fremgang. Endvidere lader flere uafhængige undersøgelser formode, at reduktionsraterne er steget og etableringsraterne faldet indenfor det seneste 10-år.

Kapitel 13 : Udviklingens betydning for flora og fauna

Intentionen med dette kapitel har været at omsætte de beskrevne ændringer i biotopmønstret til ændringer i dyre- og plantebestande. På grund af den meget spredte viden, der eksisterer om småbiotopernes artsindhold og om samspillet mellem biotoperne indbyrdes og med de omgivende marker, har en sådan "oversættelse" dog måttet opgives.

Istedet leveres først en oversigt over de forhold i den nuværende landbrugsproduktion, der i særlig grad formodes at have indflydelse på flora og fauna. Dernæst gives en oversigt over de nyere videnskabelige undersøgelser, der beskriver småbiotopers artsindhold. Endelig afsluttes kapitlet med en beskrivelse af de generelle forandringer som ændringer i småpbiotopmønstret afføder. Dette åbner op for en diskussion af, på hvilke måder de negative tendenser principielt kan imødegås.

Kapitel 14 : Biotopmønsterforvaltning - elementer til en strategi

Med baggrund i den tiltagende monotoni i landskabet og de i stigende grad ustabile forhold der bydes den vilde flora og fauna i agerlandet, diskuteres de gældende styringsmidler for forvaltning af biotopmønstret, og det diskuteres, hvorledes disse kan skærpes og suppleres.

Kapitlet slutter med at fremlægge to modeller for en strukturering af den overordnede styring af biotopmønstrets videre udvikling. Den ene tager udgangspunkt i floraens og faunaens spredningsproblemer (kernezone/korridor-modellen). Den anden tager udgangspunkt i friluftslivets muligheder for at kunne gøre brug af småbiotoperne (vejstrukturmodellen). Der er ikke tale om to alternative muligheder, der hver for sig kan forene landbrugsmæssige og friluftsmæssige interesser i agerlandet, men om to elementer der kan indgå i en strategi, der også må omfatte andet, især et regelsæt der i højere grad end hidtil kan sikre en generelt mere miljøvenlig landbrugsproduktion.

Kapitel 15 : Opsummering

Her gives en oversigtlig opsummering af de enkelte delkonklusioner, som undersøgelsen har givet anledning til.

DEL I: INDLEDNING

1. HIDTIDIGE UNDERSØGELSER

BIOTOP OG "IKKE-BIOTOP"

1.0 Indledning

LANDSKABET FORANDRES

De danske landskaber er underkastet stadige forandringer. De påvirkes af forløbet af naturbetingede processer såsom erosion, udvaskning og botanisk succession. Samtidigt påvirkes de af samfundsmæssige (kaldet anthropogene- eller kulturbetingede-) faktorer såsom agerdyrkning, byggeri og alle de andre mere eller mindre diffuse og ofte forurenende påvirkninger fra de øvrige dele af det industrialiserede samfund.

Mange naturbetingede processer foregår med en hastighed, der gør, at de resulterende landskabsændringer indenfor en menneskealder generelt er af moderat karakter. Men der er også eksempler på voldsomme og hurtige ændringer forårsaget af naturprocesser, når disse udfolder sig under særlige betingelser.

Også anthropogene processer giver sig udslag i landskabsændringer med meget forskellig hastighed og omfang. Men sammenlignet med naturbetingede processer foregår de generelt med stor hastighed. Det gør dem vanskelige at styre. De kan bl.a. derfor ofte få uafvendelige følger for landskabets naturindhold. Derfor er det til enhver tid relevant at stille spørgsmål til karakteren og omfanget af de igangværende landskabsforandringer.

AFTAGENDE NATURINDHOLD

For store dele af landet er der begrundet mistanke - og i stigende grad dokumenteret viden om, at udviklingen idag indebærer en overvejende tendens til reduktion af naturindholdet (arter, naturtyper og naturbetingede processer) i de danske landskaber.

Hvor langt denne udvikling vil forløbe, og hvilke konsekvenser den har og vil få for de produktive og reproduktive potentialer i landskabet kan endnu kun belyses sporadisk. Dette angår ikke mindst de 2/3 af landet, der anvendes til landbrug.

1.1 Problemstilling

På denne baggrund har det her forelagte projekt sat sig for at undersøge udviklingstendenserne i agerlandets indhold af små naturområder, det vi har valgt at kalde "agerlandets småbiotoper". Det er et forsøg på at

beskrive udviklingens hastighed og retning og at klarlægge dens forudsætninger.

De overordnede spørgsmål, der søges besvaret, er:

5 SPØRGSMÅL

1. Hvilkle biotoptyper findes i agerlandet.

2. Hvad er udviklingstendenserne siden slutningen af 1800-tallet.

3. Hvilke teknologiske forhold indenfor landbrugsproduktionen har betinget etableringen omformning og eventuel fjernelse af småbiotoperne?

4. Hvilke teknologiske, landbrugs-strukturelle og naturmæssige udviklingstræk har været afgørende for udformning og udvikling af det samlede biotopmønster?

5. Hvilke konsekvenser må denne udvikling vurderes at have.

Projektet rummer således både en diskriptiv del: "Hvordan ser der ud?", en analytisk del:"Hvorfor ser det sådan ud?" og en mere teoretiserende del: "Hvad er konsekvenserne?". Besvarelsen baseres dels på empiriske undersøgelser (feltregistreringer, kortaflæsninger, interviews, indsamling af statistiske oplysninger) dels på litteraturstudier.

1.2 Andre undersøgelser

DET OVERSETE AGERLAND

Med en polemisk betoning kan det siges, at universiteternes interesse i agerlandets naturindhold hidtil har været ringe. Med et ofte rent naturvidenskabeligt udgangspunkt har man mest interesseret sig for de egentlige naturområder, de "gode" og uforstyrrede lokaliteter, hvor intakte flora- og fauna samfund og uforstyrrede naturprocesser har kunnet studeres.

Læreranstalternes interesse for naturen i det danske agerland har derimod overvejende haft et produktionsmæssigt udgangspunkt og dermed begrænset sig til anvendelsesmæssige aspekter, hvilket i agerlandet vil sige dyr, planter og processer inde på selve den dyrkede mark.

Dette angår den biologiske forskning. Men

også indenfor geografien har udviklingen haft et lignende resultat. Her har den naturvidenskabeligt orienterede naturgeografi rettet sig mod mere overordnede forhold i landskabet, medens den mere samfundsvidenskabelige kulturgeografi i Danmark overvejende har været orienteret mod forhold i og omkring byerne.

På denne måde har agerlandets småbiotoper forskningsmæssigt været ladt noget i stikken. Dette skønt de i kraft af deres store antal kvantitativt rummer en meget stor del af de vilde dyr og planter i det danske agerland.

INTERSTITIELLE HABITATER

Småbiotoperne, der i den engelske litteratur findes betegnet som "interstitial habitats" (af latin "interstitium", d.v.s. noget der ligger "imellem"), fordi de ligger imellem markerne, har således også som forskningsobjekter været "interstitielle" - liggende mellem den anvendte- og den grundvidenskabeligt orienterede biologi.

Selvom dette både angår småbiotoperne som sådan, og den natur de rummer (dyre- og plantearter, biologiske og geologiske processer), er der dog undtagelser især fra de senere år.

1.2.1 Tidligere undersøgelser af småbiotopmønstrets udvikling

Samlede undersøgelser af småbiotopmønstret og dettes udvikling i Danmark foreligger ikke førend slutningen af 70`erne i form af pilotprojektet til det her forelagte (Byrnak m.fl.1980). Dette arbejde, hvis sigte og metode er det samme som i den her fremlagte undersøgelse, beskriver udviklingen i to områder på h.h.v. 16 kv.km. i det sydlige Hornsherred og 4 kv.km. på Møn.

Der kan dog hentes en del information ud af bredere anlagte undersøgelser af landskaber og landskabets udvikling.

En vigtig kilde er her de gamle amtsbeskrivelser, der på kongelig anordning blev udarbejdet i første halvdel af 1800-tallet ("Bidrag til Kundskab om de danske Provindsers nærværende Tilstand i oeconomisk Henseende" flere forfattere).

I en undersøgelse fra Institut for land- og

byplanlægning, KVL, har K.E.Jensen (1982) beskæftiget sig med de rekreative aspekter af udviklingen i arealanvendelsen herunder småbiotopmønstret i 4 landbrugsområder (3 i- og 1 umiddelbart vest for Vejle amt, ialt ca 43 kv.km.) over perioden 1950 til 1977 baseret på to serier 4-cm.kort og tre serier flyfotos og 153 interviews med landmænd i områderne. Denne undersøgelse er således ret omfattende og supplerer på flere måder den her forelagte. Dels beskriver den udviklingen i (en del af) Jylland. Dels giver den en mere detaljeret belysning af de landbrugsmæssige begrundelser for den seneste biotopudvikling.

På et mere overordnet landskabsmæssigt niveau foreligger der en række geografiske arbejder, der fordi de generelt beskæftiger sig med arealanvendelsen og dennes udvikling også har en vis relevans for vurdering af småbiotopmønstrets udvikling (bl.a. K.M.Jensen 1976, og Aa.Kampp 1975 og 1977).

1.2.2 Udviklingen af enkelt biotoptyper

Enkelte biotoptyper har været genstand for mere omfattende historiske studier, omend det ikke altid har været i strengt forskningsmæssig forstand. I reglen har de primært rettet sig mod en vurdering af levevilkårene for en afgrænset dyre- eller plantegruppe, men de rummer samtidigt værdifulde bidrag til en afklaring ef biotopmønstrets udvikling.

HEGN

A.F.Schmidt (1953) har således beskrevet hegnenes og hegningens historie i Danmark, ligesom spredte informationer om dette emne kan hentes ud af den landøkonomiske litteratur fra 17-1800-tallet. Hovedparten af hegnslitteraturen handler dog om hegnenes gavnlige og skadelige virkninger.

Agger & Jensen (1982) har analyseret træ- og buskvegetationens udvikling i linieformede biotoper i 4 udvalgte landbrugsområder på ialt 17 kv.km. i Roskilde amt. Hegnsudviklingen siden slutningen af 1800-tallet belyses udfra kort- og flyfotos.

VÅDOMRÅDER

P.Skriver(1973) har i et 25 kv.km. stort område sf. Odder opsøgt alle de 123 lokaliteter, der på målebordsbladene fra 1874 indikerede mose, sø eller vandhul (større søer undtaget).

P.Nielsen (1975) har ved hjælp af kort tilbage fra 1930 og feltbesøg undersøgt udviklingen for små vandhuller i et ca. 9 kv.-km. stort område i Farum kommune.

O.H.Jørgensen (1979) beskriver en feltundersøgelse foretaget i 1976-78 af 150 lokaliteter i Vejle kommune, som alle på seneste 4-cm. kort var angivet som sø eller mose. Undersøgelsen beskriver biotopernes fugleliv, tilstand og truslerne mod dem. Kun de 40-50% af kommunens vådområder, der forventedes at rumme et særligt værdifuldt fugleliv, er dog inddraget i undersøgelsen.

P.Skriver (1981) fremlægger en feltregistrering fra 1980 af samtlige 835 vådområder i Århus amt. Udviklingen igennem de foregående 6-11 år beskrives på basis af målebordsblade fra 1900-1909, 1951-52, 4-cm. kort fra 1969--74, flyfotos fra 1974 og feltregistreringen i 1980. Dette meget grundige arbejde retter sig især mod en vurdering af fuglelivets vilkår og paddernes indeholder således også en registrering af forekomsten af vandfugle og padder på lokaliteterne i 1980.

O. Jespersen (1982) beskriver en feltundersøgelse foretaget i 1980-82 af 277 lokaliteter i Børkop kommune (Vejle amt). Undersøgelsen omfatter så godt som alle vådlokaliteter i kommunen. Udover biotopernes tilstand og truslerne mod dem omfatter undersøgelsen registrering af fugle, padder og krybdyr.

Sønderjyllands Amtskommune (1985) beskriver en undersøgelse, der omfatter udviklingen for samtlige små 16.000 åbne vandflader, der kunne skelnes på 4-cm. kort og flyfotos i 1954 og flyfotos i 1975 og 1984 i det gamle Tønder Amt. Undersøgelsen beskæftiger sig med vandfladernes tæthed og forsvinding set i relation til periode og landskabstype.

SMÅMOSER

K.Fog (1976) beskriver en mindre undersøgelse af småmoser i Nordsjælland og vurderer udviklingen over de sidste par hundrede år. Det samlede areal af lavvandede søer idag angives kun at udgøre 10% af, hvad der var for 250 år siden.

Vejle Amtsråd(1985) har i 9 analyseområder på ialt 144 kv.km. på basis af 3 kortbladsserier og luftfotos fra 1983 beskrevet udviklingen fra 1949-83 for vandhuller, diger og hegn.

1.2.3 Biologiske undersøgelser

Udover egentlige biotopregistreringer, er der i de senere år foretaget en række undersøgelser, der retter sig enten mod en registrering af udvalgte dyre- og plantegruppers tilknytning til småbiotoper eller mod en mere teoretisk afklaring af de flora- og faunafordelende faktorer i agerlandet.

VEJKANTER OG HEGN

K.E.Hansen og J.Jensen (1972) har således publiceret resultaterne af en omfattende undersøgelse af vejkanternes flora.

K.Laursen (1980) beskriver en optælling af fuglefaunaen knyttet til vejrabatter og vejgrøfter i 8 jyske og sjællandske landbrugsområder på ialt ca. 4 kv.km. Lauersen har også vurderet hegnenes betydning for fuglefaunaen, idet de optalte fugle langs vejene også relateres til hegnstætheden op til disse.

O.H.Jørgensen (1974) har undersøgt hegnenes betydning for fuglefaunaen ved at sammenligne optællinger i et hegnsrigt- med tilsvarende fra et hegnsfattigt landbrugsområde.

GRAVHØJE

Grøntved (1968) og A.Pedersen (1946) har undersøgt vegetationen på sjællandske gravhøje.

VANDHULLER

O.H.Jørgensen (1975) beskriver en i 1973 gennemført registrering af ynglefugle i over 177 (udaf ca 600) vandhuller på under 1 ha. i et område i det sydlige Djursland bl.a. m.h.bl.på at vurdere forskellige arters krav til minimalstørrelse af biotopen.

Fog og Berger (1981) har genbesøgt 525 tidligere (i 1940`erne) beskrevne paddelokaliteter i Hovedstadsområdet m.h.bl.på at kunne afsløre udviklingstendenser.

Ø-gruppen (1983) har undersøgt udvalgte plante- og dyregruppers forekomst i 33 mergelgrave SØ for Roskilde m.h.bl.på at vurdere isolationsgraden af de enkelte bestande.

Urtegruppen (1983) har i tilsvarende øjemed registreret artsrigdommen af vegetationen i 9 mergelgrave på Midtsjælland.

Pape og Primdahl (1985) har for Hovedstadsrådet gennemført en analyse af den rekreative brug af bynære landbrugsområder i hovedstadsområdet og konflikterne i den forbindel-

se. Også dette arbejde supplerer på enkelte punkter det her forelagte arbejde.

1.2.4 Spredningsbiologi m.m.

Bl.a. initieret af Naturfredningsrådet, der i 1982 afholdt et symposium om spredningsøkologiske problemer (Naturfredningsrådet 1984) er der opstået en stor interesse omkring dette problemfelts relation til agerlandets naturindhold. I tilknytning til det foreliggende projekt har der på RUC været flere arbejder omkring dette emne (Urtegruppen 83, Ø-gruppen 83, Biotopgruppen 82). Derudover foreligger der en halv snes andre danske arbejder vedrørende spredningsbiologiske problemstillinger. De kommenteres i kapitel 13.

Den spredningsbiologiske dimension i fredningsplanarbejdet har givet sig explicit udtryk bl.a. i fredningsplanbidragene i Vestsjællands amt, Hovedstadsområdet og Viborg amt.

ALMEN STATUS

Endelig skal nævnes to publikationer, der begge søger at behandle naturudviklingen i landet som helhed herunder også udviklingen i landbrugsområderne. Den ene drejer sig om "Status over den danske plante- og dyreverden", fredningsstyrelsen (1980), der bringer bidragene fra et symposium med samme titel afholdt april 1980. Den anden er et debatoplæg fra planstyrelsen , Agger m.fl.(1982): "Naturressourcerne i Danmark, Landsplanlægning 1983-2000."

1.2.5 Offentlige udrednings- og registreringsarbejder

I forbindelse med hele planlovreformens gennemførelse i 70`erne og her ikke mindst bestemmelserne i naturfredningslovens paragraf 43, om at ændringer i en række vådområdetyper og heder over en vis størrelse fremover kræver tilladelse fra de amtslige myndigheder, er der rundt om i landet påbegyndt en omfattende registrering af forskellige naturtypers udbredelse. Da disse ofte angår småbiotoperne i agerlandet, og da de i flere tilfælde også indeholder informationer om

småbiotopernes tilstand, udvikling og naturindhold, skal der her gives en kort oversigt over det idag foreliggende.

Afsnittet bygger på besvarelserne på en skriftlig henvendelse til fredningsafdelingerne i samtlige amter og hovedstadsrådet foretaget i juli 85. I brevet anmodedes om en kort opregning af de for biotoperne i agerlandet relevante undersøgelser, man måtte have foretaget - især sådanne hvor resultaterne forelå publiceret.

Besvarelserne bærer tydeligt præg af, at man har opfattet ønsket detaljeringsgrad forskelligt. Vi har tilladt os at selektere i materialet, hvilket uvægerligt har indebåret, at der er sket uheldige udeladelser. Dog håber vi, at alle de særligt relevante arbejder i den her foreliggende sammenhæng er kommet med.

I de fleste amter er der gennemført omfattende registreringer af biotoptyper, der omfattes af naturfredningslovens paragraf 43 (lidt større vandløb, søer, moser, heder og strandenge). Da der dog her overvejende er tale om biotoper, der er er større, end det man almindeligvis finder som småbiotoper i agerlandet, er disse arbejder kun omtalt nedenfor i den udstrækning de også omfatter den historiske udvikling. Iøvrigt kan hensvises til den oversigt over amtsrapporter med botanisk indhold, som Sten Moeslund har bragt i bladet Urt (1985:3).

Bornholms amt

Søer er opgjort på G.I.kort fra 1914, 45 og 75. Over denne periode er antallet halveret.

Registrering af løvfrøer samt pleje af 15 løvfrølokaliteter er igang.

Botanisk registrering i de vigtigste udyrkede lokaliteter er ligeledes iværksat.

Storstrøms amt

En registrering af samtlige vandhuller under 0.1 ha. i Suså kommune er under afslutning. Registreringen foregår under et beskæftigelsesprojekt, hvor også lokaliteternes tilstand registreres og om nødvendigt forbedres. Flere registreringer vil næppe udføres i frem-

tiden, da man fremover har valgt at prioritere selve plejearbejdet.

Vestsjællands amt

Samtlige småbiotoper i de udpegede økologiske forbindelser i Slagelse og Ringsted kommuner er registreret.

I forbindelse med forarbejdet til fredningsplanen er der sket en omfattende registrering af padde-lokaliteter.

Hovedstadsregionen

På grundlag af G.I. kort fra omkring 1970 er der udarbejdet kommunevise opgørelser over antal og areal af søer under 0.1 ha. og moser under 0.5 ha. (Hovedstadsrådet (1980).

Siden 1981 er der foretaget registrering og overvågning af flere hundrede småbiotoper specielt som levested for padder og krybdyr. Det omfatter bl.a. vandhuller, moser, grøfter, enge og levende hegn. Dette arbejde fortsætter. (Wederkinch og Jørgensen (1982) og Hovedstadsrådet 1982, 1984 og 1985a).

I samme periode er gennemført registrering af vegetationen i udvalgte moser. (Hovedstadsrådet (1983).

Siden 1981 er der i forbindelse med et overvågningsprojekt for regionens agerland (incl. dets småbiotoper) foretaget fugleoptællinger. Årlige rapporter, "Naturovervågning v.hj.a. fugleoptællinger", foreligger (Hovedstadsrådet 1985b)

Fyns amt

En registrering af 57 udvalgte moser er foretaget i 1981.

Botanisk overvågning af 3 moser er påbegyndt 1984.

Sønderjyllands amt

En registrering af samtlige åbne vandflader på kort og luftfotos fra 1954, 75 og 84 er gennemført i det gamle Tønder amt. (Sønderjyllands amtskommune 1985).

Ribe amt

Amtet har bistået Billund kommune med en registrering af samtlige 154 vådområder (excl.vandløb) i kommunen. Undersøgelsen omfatter også en registrering af biotopernes indhold af padder, fugle og højere planter (Brinch Pedersen (1984)). I en efterfølgende handlings- plan er de indhentede informationer anvendt bl.a. mned plejeforslag og en gennemgående plan for, hvorledes der også på andre måder kan tages hensyn til de spredningsbiologiske aspekter (Brinch Pedersen (1985)). Det forsøges at sætte tilsvarende småbiotopregistreringer i gang i Esbjerg kommune.

Registrering af vegetationen ved ca. 1000 søer og moser i amtet er gennemført (Ribe amtsråd (1980): Registrering af vegetationsforholdene ved sø- og moselokaliteter i Ribe amt og Ribe amtsråd (1982): Søer og moser i Ribe amt).

Vejle amt

I 1983 udførtes en undersøgelse af G.I. kort og flyfotos fra årene 1949, 70 og 83 for 9 områder på 16 kv.km. hver (ialt 144 kv.km.-=5% af amtets areal). Den omfatter opmåling og optælling af levende hegn, diger, vandløb, vandhuller h.h.v. under og over 500 kv.m. og af arealet af h.h.v. skov og eng/marsk/mose. Resultaterne er publiceret i Vejle amtsråd 1985 (si.114-143).

I 1980 udførtes en pilotundersøgelse af vegetationsforholdene i- og ved en del af amtets vandløb, søer og moser.

Bl.a. med støtte fra amtet er en undersøgelse af vådområder i Børkop kommune udgivet "Vådlokaliteter i Børkop kommune. 285 vandhuller, søer og moser" (O.Jespersen(1982)).

Rinkøbing amt

"Hederne på Skovbjerg Bakkeø"(1979) beskriver udviklingen i hedernes antal, udstrækning og tilstand fra 1957 til 75. (Ringkjøbings amtsråd(1979)).

"Egekrat i Ringkjøbing amt"(1983) er en registrering af alle eksemplarer af denne naturtype i amtet i 1982. Den historiske udvik-

ling for disse beskrives for en delmængde fra 1884 op til idag.(Degn og Emsholm(1983)).

Endvidere foreligger "De små vandløb i Ringkjøbing amt", og "Heder, moser og søer i Brande kommune" (Emsholm(1985)). Her fremgår det, at mosearealet i perioden 1971 til 83 næsten er halveret. 2/3 heraf er blevet opdyrket, og 1/3 er udyrket men har mistet mosevegetationen p.gr.a. vandstandssænkning i området. Endelig er "Andedamme i Brande kommune" under udgivelse.

Viborg amt

Udover en del allerede gennemførte og igangværende paragraf 43 registreringer nævnes ingen specielle småbiotoprelevante undersøgelser fra dette amt.

Nordjyllands amt

I 1981 er samtlige signaturer på nyeste 4-cm. kort for hele amtet blevet opmålt indenfor 25-ha. kvadrater og grupperet (f.eks. moser som "smålokaliteter"(under 5 ha.),"mindre områder"(5-12.5 ha.) eller "større områder"-(12.5-25 ha.),"vandhuller og damme"(under 0.1 ha.),"søer og større damme" og"store søer",samlet længde af diger og af vandløb). Resultaterne findes i database. Materialet beskrives i "Fredningsplanlægning nr 1. Basisdata status, Januar 1982"(1982). (en næste status forventes udsendt i 1986). I sammendrag fremgår de af "Fredningsplan nr.2 - Planlægningsgrundlag"(Nordjyllands amtskommune(1985)).

Århus amt

En lang række registreringer af også mindre vådområder er foretaget i amtet med- og uden dettes medvirken (se bl.a. P.Skriver 1981). I flere tilfælde er arbejdet udført som beskæftigelsesprojekter, der også har omfattet biotoppleje. Dette gælder bl.a. Århus kommune, Hadsten, Galten og Randers. I Randers kommune har endvidere et projekt omfattet skånsom vedligeholdelse af kommunevandløb.

I amtet er heder over 1 hektar i 1981 registreret på baggrund af nyeste 4-cm.kort (Würtz Jensen og Løjtnant(1984)).

Strandenge og disses udvikling siden slutningen af 1800-tallet er registreret og beskrevet (Würts Jensen og Løjtnant (1982)). Man skønner, at strandengenes samlede areal er reduceret med 80% fra 1870 til idag.

1.2.6 Interesseorganisationer

Billedet af den tilgængelige litteratur vedrørende agerlandets naturindhold ville dog langt fra være fuldstændigt, hvis det ikke også indeholdt en omtale af den meget omfattende undersøgelsesvirksomhed, der foregår indenfor de forskellige naturinteresseorganisationer. En del af dette arbejde er allerede omfattet i det foregående i den udstrækning, det er omtalt i videnskabelige tidsskrifter eller er publiceret med offentlig støtte. Denne skelnen er dog hverken skarp eller udtømmende, og i alle tilfælde står endnu et par væsentlige arbejder tilbage at nævne.

Dansk Ornitologisk Forening gennemfører ved hjælp af frivillige årligt optællinger af ynglefugle på udvalgte lokaliteter. Resultaterne publiceres løbende år for år som "Ynglefugletælling 19..". Den tiende, der kom i 1984 (Kayser(1985)), beskriver resultaterne fra optællinger langs 183 ruter, med 20 optællingspunkter på hver, fordelt over hele landet. I 1984 omfattede de 81 000 individer af 153 fuglearter og 5 pattedyrarter. Bestandsændringer i forhold til tidligere år gennemgås for de vigtigste arter fordelt på biotoptyperne skov, mose og agerland. Om agerlandsarterne konkluderedes i 1984: "Af de ni agerlandsarter er syv gået tilbage siden 1976, heraf fire signifikant. Bomlærken vides at være gået kraftigt tilbage på længere sigt. Fasanens bestand er påvirket af udsætning."

Natur & Ungdom har siden 1976 været igang med projektet, atlasundersøgelsen af padder og krybdyr (Fog 1981, 1982, 1983). Her har frivillige gennemført en registrering af krybdyr- og paddeforekomster i op imod halvdelen af de 25-kv.km. kvadrater landet kan opdeles i. Det er ikke meningen at undersøge alle lokaliteter indenfor hvert kvadrat (hvilket ville være helt uoverkommeligt), men at undersøge, hvorvidt de enkelte arter forekommer indenfor kvadratet eller ej. Materialet giver en enestående anledning til at kortlæg-

ge udbredelsen af de forskellige arter, og de samtidigt indsamlede oplysninger om biotopernes tilstand giver gode muligheder for også at drage konklusioner om bestandenes almene tilstand og truslerne mod dem.

Tvevad og Jensen(1984) beretter at Natur og Ungdom i 1984 forsøger at gå igang med et ambitiøst flerårigt registeringsprojekt omfattende småbiotopers dyre- og planteliv, biotoptæthed og biotopmønstrets historiske udvikling. Projektet er med flere artikler nøjere beskrevet i Natur,1-2,85).

Lignende "atlas-undersøgelser" er gennemført af andre interesseorganisationer for fugle. Men da disse ikke i samme grad som paddeundersøgelserne kan knyttes til agerlandets småbiotoper, skal de ikke omtales nærmere her.

For planter er der gennemført tilsvarende omfattende registrering (TBU-undersøgelsen, og den igangværende registrering af udvalgte hede- og overdrevsarter indenfor Dansk Botanisk Forening).

1.2.7 Udenlandske undersøgelser

Forsøg på mere detaillerede kvantitative karakteristikker af småbiotopmønstre i agerlandet er også internationalt først blevet gennemført indenfor de senere år.

Derimod er der foretaget en del geografiske kortlægninger af enkelttypers udbredelse og historie:

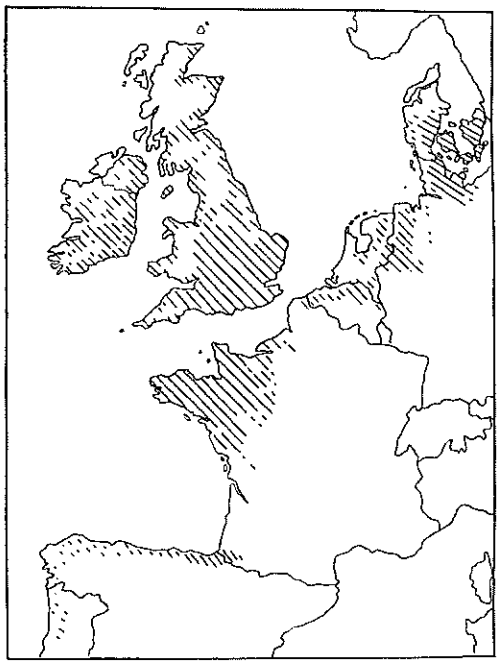
HEGNSLANDSKABER I EUROPA

Således giver O. Jessen (1937a og b) en oversigt over udbredelsen af stærkt hegnsprægede landskaber i NV-Europa, se fig. 1.1.

DANMARK

Fig. 1.2.viser udbredelsen i Danmark, udarbejdet på grundlag af atlasblade, dvs. dækkende perioden 1907-1935. Jessen angiver dog intet kvantitativt grundlag for betegnelsen "hæklandskab".

Fig. 1.1



Hegnstæthed i NV-Europa. (efter Jessen 1937).

Fig. 1.2

Hegnstæthed i Danmark. (efter Jessen 1937).

Flere af de nordvesteuropæiske hæklandskaber er senere blevet detailleret kortlagt. Således i G. Marquardt(1950) : Die Schleswig-Holsteinische Knicklandschaft. Heri gives såvel en oversigt over hegn og digers udbredelse og tæthed i Slesvig-Holsten, som en analyse af de forhold, der har betinget deres fremkomst og variationerne i udbredelsen.

Stor hegnstæthed har iflg. Marquardt historisk knyttet sig til områder med stærk vekslen mellem ager og græsning. I de overvejende korndyrkede områder har der derimod været en tendens til kun at indhegne græsningsarealerne, mens omvendt kornarealerne blev indhegnet i græsningsområderne.

Ligesom Jessen(1937) understreger Marquardt at indførelsen af bevoksede diger ikke har haft til formål at skabe læ for vinden: Netop i de vindhærgede nodvestelige friesiske områder har man således bevaret det åbne land.

W. Christiansen(1941) har allerede i 1923 gennemført vedvegetationsanalyser på Schleswig-Holsteinske ´knicks´, analyser, der metodisk er næsten identiske med de i denne undersøgelse anvendte (se kap. 7.1).

UDVIKLING I SCHLESWIG

En nyere og mere detailleret kvantitativ undersøgelse er foretaget lige syd for den dansk-vesttyske grænse af W. Riedel(1978). I 9 udvalgte områder på ialt ca. 80 kv.km er der, hovedsageligt på basis af kortbladsstudier registreret en lang række landskabselementer.

ENGLAND

Fra England må især fremhæves det arbejde, der er blevet udført af Countryside Commission om udviklingen i agerlandet. I forbindelse hermed har Westmacott og Worthington (1974) foretaget en kortlægning og vurdering af 7 områder i England, hver med et areal på mellem 7 og 20 kv.km. Af småbiotoperne er kun hegnene opgjort kvantitativt.

Ud fra forstmæssige interesser har G.M.Locke (1962) gennemført opmålinger af tætheden af hegn og andre former for gærdsel i England m.h.p. vurdering af tømmerproduktion og forbrug i forbindelse med tilstedeværelse og vedligeholdelse af disse.

SVERIGE

I Sverige har M.Ihse (1985) på grundlag af flyfotointerpretationer foretaget vurderinger af udviklingen af småbiotoper i nogle sydsvenske landbrugsområder. Der viser sig store

forskelle fra område til område, men generelt kan der konstateres en reduktion i længden/-antallet af småbiotoper på op til 50 % siden 2. verdenskrig. Derudover har Ihse(1984) beskæftiget sig med jagtstatistikker som indikatorer på landskabsforandringer, herunder ændringer i småbiotopmønstret.

1.3 Undersøgelsens opbygning

Den her foreliggende undersøgelse adskiller sig fra de fleste af ovennævnte arbejder ved at rette sig mod hele småbiotopindholdet i agerlandet. Dette rummer både fordele og ulemper. Hvad det sidste angår er det klart, at undersøgelsesintensiteten i den enkelte biotop eller enkelte biotoptype må begrænses stærkt. På den anden side er der, som det senere vil fremgå, så mange alvorlige problemer forbundet med at afgrænse den ene biotoptype fra den anden, at undersøgelser af en enkelt biotoptypes udviklingshistorie vil være behæftet med stor usikkerhed.

Mere præcist kan projektets mål beskrives som følger:

MÅL

1. At levere en udtømmende opgørelse og typifisering af det samlede småbiotopindhold i udvalgte undersøgelsesområder i Østdanmark (Ø.f. Lillebælt excl. Bornholm).

2. Udfra en hensigtsmæssig placering af undersøgelsesområderne at kunne levere et skøn over det samlede biotopindhold i større regioner/hele det østlige Danmark.

3. Gennem studier af ældre kort, luftfotos og feltstudier at kunne beskrive biotopmønstrets udvikling, dels bedømt udfra en samlet status til forskellige tidspunkter dels vurderet udfra enkelt-biotopers skæbne gennem den undersøgte periode fra slutningen af 1800-tallet frem til 1981.

4. Gennem feltiagttagelser og interviews med ejerne at kunne levere en beskrivelse af småbiotopernes nuværende tilstand og funktion.

5. Udfra en sammenstilling af ovennævnte analyser sammenholdt med statistiske oplysninger og det gennem interviewene opnåede billede af ændringerne i landbrugsdriften, at vurdere hvilken betydning disse har for biotopmønstrets tæthed og sammensætning samt at vurdere mulige andre faktores indvirkning på dette.

6. Gennem analyser af træ- og buskvegetationens sammensætning at give en almen beskrivelse af denne del af småbiotopernes naturindhold og at beskrive regionale forskelle og ligheder i denne.

7. Gennem det i punkterne 1-6 beskrevne arbejde at blive istand til at vurdere de forskellige metoders anvendelighed til formålet.

8. Udfra det iagttagne biotopmønster og de registrerede ændringer i dette og med støtte i den relevante litteratur at vurdere hvilke konsekvenser dette har haft og vil få for vilde dyr og planters levevilkår og for friluftslivets muligheder i agerlandet.

9. På denne baggrund at vurdere den kommende udvikling og diskutere hvilke forholdsregler der kan tages mod dennes negative konsekvenser.

FREMSTILLINGS-LOGIK

Fremstillingslogikken i rapporten vil ikke snævert følge ovenstående punktvise målbeskrivelse. Derimod er den opbygget efter følgende struktur (numrene i () henviser til det kapitel, hvori det foranstående udsagn behandles):

Agerlandets naturindhold ændres, derfor er der behov for konkret viden om dette, og om hvorledes yderligere undersøgelser metodisk kan gribes an (1).

Vi har udvalgt 13 områder i Østdanmark (2), hvor vi har set på småbiotoperne (3), som er registreret gennem feltarbejde og studier af kort og flyfotos (4) og (5).

Derved er vi nået frem til at danne os et billede af det samlede biotopmønster dets tæthed (6), dets tilstand og funktion (7) og af dets udvikling siden slutningen af 1800-tallet (8).

Det er dog diskutabelt, i hvilken udstrækning

udviklingen i de undersøgte områder kan siges at være dækkende for hele Østdanmark (9).

Vi har set på, i hvilken grad biotopmønstret kan korreleres med økologiske-, landbrugsmæssige- og urbaniseringsmæssige forhold (10), og vi har forsøgt at udskille bestemte biotopmønstre (11). Ingen af disse forsøg har dog statistisk signifikante svar.

Men i grove træk kan der tegnes et billede af udviklingen i biotopmønstret i de kommende år (12).

Det må forventes at føre til mærkbare effekter på flora og fauna og på mulighederne for udfoldelse af naturafhængige rekreationsformer (13).

Dette kan dog imødegås gennem en mere effektiv naturforvaltning. Undersøgelsen peger på en række forhold, der her må tages i betragtning.(14).

DEL II: MATERIALE

2. VALG AF UNDERSØGELSESOMRÅDER

3. AFGRÆNSNING OG TYPIFICERING

MAST

2.0 INDLEDNING

LANDBRUGSUDVIKLING

Årsagerne til småbiotopudviklingen i agerlandet skal primært søges i de udviklingstræk, der knytter sig til landbrugets teknik, struktur og økonomi. Disse forhold har historisk set udviklet sig forskelligt i de forskellige dele af landet, og der må alene af den grund forventes regionale forskelle på småbiotopsammensætningen og dens udvikling. Samtidigt har de konkrete geografiske betingelser, der har knyttet sig til landbrugsudviklingen, været ganske forskellig, såvel regionalt som lokalt. Det drejer sig dels om variationer af landskabsøkologisk art (f.eks. jordbund og morfologi), dels om de modifikationer, som urbaniseringen i mange områder har påført den landbrugsmæssige udvikling, herunder udviklingen i agerlandets småbiotoper. Udover påvirkningen af det bynære landbrugs småbiotopmønster har urbaniseringen i sig selv bidraget direkte med udvikling af ikke-landbrugstilknyttede småbiotoper i det åbne land, såsom forøgede mængder rabatter, overløbsbassiner, kunstige søer i forbindelse med vejanlæg o.m.a.

URBANISERING

Såvel den landskabsøkologiske som de urbaniseringsmæssige betingelser slår på mangfoldige måder igennem i den konkrete landskabsudformning, som landbrugsudviklingen har givet ophav til. Det skulle derfor principielt være muligt at foretage en landskabsklassifikation, der kan danne grundlag for et hensigtsmæssigt feltvalg ved undersøgelser som denne.

LANDBRUGSREGIONER

Et rimeligt udgangspunkt kunne her være en landbrugsgeografisk inddeling. En sådan er foretaget af Åge Kammp. Imidlertid er denne for grov til vores formål, idet Øst-Danmark (-Bornholm) udgøres af 2 regioner Nordsjælland og resten af Øst-Danmark. Inddelingen, der var baseret på en analyse af arealudbyttet af en række vigtige afgrøder samt omfanget af hvede-bygarealet i perioden 1937-39, er endvidere for gammel, idet der er omfattende regionale ændringer i landbrugsstrukturen i den senere år. Aa. H. Kampp angiver dog i "Prikkort over danske landbrug" (1981), at inddelingen også har vist sig stabil ved en sammenligning med kort fra 1980. Det er dog uklart, hvordan denne sammenligning er foretaget. Men det er naturligvis i sig selv af væsentlig betydning at kunne fastslå, at Øst-Danmark (- Bornholm) på et overordnet niveau udgør en relativt ensartet landbrugsgeografisk region. Dette spiller selvsagt ind ved generaliseringen af under-

søgelsens resultater, og har som sådan netop også været en væsentlig baggrund for undersøgelsens geografiske afgrænsning til "Øst-Danmark".

NATURGEOGRAFISKE REGIONER

Hvad angår den landskabsøkologiske side har N. Kingo-Jacobsen (1976) udarbejdet en opdeling af Danmark i naturgeografiske regioner. Der er imidlertid her netop tale om en landskabsopdeling, hvorfor vægten nok så meget kommer til at ligge på regionernes afgrænsning som på den indholdsmæssige karakteristik.

INDUKTIV LANDSKABSANALYSE

Hvad der i høj grad ville være ønskeligt, var en landskabsklassifikation, der tog udgangspunkt i systematiske topologiske landskabsanalyser foretaget i et stort målestoksforhold (ca. 1:10.000) på grundlag af hvilke der kunne udskilles karakteristiske, sammensatte landskabsstrukturer på forskellige niveauer (den såkaldte induktive landskabsanalysemetode i modsætning til den i overvejende grad deduktive landskabsopdeling). Afgørende ved den induktive fremgangsmåde er, at der kan sikres en eksakt, kvantitativ karakteristik af de afgrænsede landskabsenheder. Der er i udlandet (BRD, Holland, DDR, CSSR og USSR) i de senere år udviklet såvel teori som metoder omkring sådanne analyser, men denne forskningstradition har endnu ikke vundet indpas i dansk landskabsforskning. På Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi ved RUC har der i de senere år været arbejdet såvel praktisk som teoretisk med den induktive landskabsanalyse (se f.eks. Folving, 1979, og Brandt 1982a).Dette arbejde er imidlertid stadig af en så eksperimentel karakter, at det ikke har kunnet inddrages nærmere ved denne undersøgelse. Ved undersøgelsens planlægning ville det have været en fordel om undersøgelsesintensiteten kunne have været trepasset ("stratified sampling") en allerede beskrevet småbiotop relevant regionopdeling af Øst-Danmark. En sådan forelå imidlertid ikke. I stedet har vi været henvist til at søge i tilgængelige statistiske tabelværker efter variable med formodet relevans for småbiotopmønstret, for herudfra at søge at opstille en regionalisering til støtte for indsamlingsarbejdet. Af variable som blev eftersøgt men ikke fundet i en brugbar form kan nævnes: landskabsrelief, gårdtype og vejareal.

2.1 REGIONALISERING

Som grundlag for feltvalget er derfor foretaget en regionalisering med udgangspunkt i følgende variable af landskabsøkologisk,landbrugsmæssig og urbaniseringsmæssig art, opgjort på kommuneniveau:

LANDSKAB

Landskabsøkologiske variable:

1. Arealet af lettere jorder (DDJ-type 1, 2 og 3) i procent af det samlede jordbundsklassificerede areal.

2. Arealet af mindre lette jorder (DDJ-type 3, 4,5 og 6) i procent af det samlede jordbundsklassificerede areal.

3. Arealet af humusjorder + spc. jorder (DDJ-type 7+8) i procent af det samlede jordbundsklassificerede areal.

4. Vandløbstæthed (100 meter pr. ha).

LANDBRUG

Landbrugsvariable:

5. Landbrugsareal i % af samlet areal.

6. Arealet af landbrugsejendomme over 50 ha i % af samlet landbugsareal.

7. Areal med græs undenfor omdrift i % af landbrugsarealet.

8. Hornkvæg pr. km^2 landbrugsareal.

URBANISERING

Urbaniseringsvariable:

9. Befolkningstæthed (indbyggere pr. ha).

10. Bybefolkningstæthed i % af samlet befolkning.

11. Bebygget areal i % af samlet areal.

KILDER

Følgende kilder har været benyttet:

- Arealdatakontoret i Vejle: Udskrifter af DDJ-klasserne på kommunebasis (Variabel 1, 2 og 3).

- Danmarks areal (ST. medd. 1968:4)(variabel 4). Vandløbslængden i de enkelte sogne er talt sammen på kommunebasis. Hvor sogne er delt mellem forskellige primærkommuner, er vandløbslængden fordelt på kommunerne propotionalt med sogneandelenes arealer.

- Stat. efterretninger nr. A 31, 1980 (varia-

bel 5 - 8). Arealet af landbrugsejendomme over 50 ha er udregnet som det resterende landbrugsareal efter fradrag af antallet af gårde i hver af de mindre gårdklasser (> 50 ha) multipliceret med gårdklassens gennemsnitsstørrelse. I 14 udprægede bykommuner i hovedstadsområdet har landbrugsarealet været for lille til, at en sådan tilnærmelse kunne forsvares, hvorfor disse kommuner - der alligevel besidder en marginal interesse for projektet - er taget ud af undersøgelsen. Det samlede antal kommuner, der indgår i regionaliseringen, er i forbindelse hermed blevet reduceret fra 129 til 115.

- Kopi af manuskriptet til Statistisk tabelværk (1981): Danmarks administrative inddeling. Tabel 4: Amtskommuner, kommuner, sogne og byer pr. 1. juni 1976 (Variabel 9 - 11, samt 4 og 5).

BIOTOP RELEVANS

De 11 variable er valgt ud fra en tese om, at de kan fungere som væsentlige indikatorer for de geografiske betingelser, der knytter sig til udbredelsen af eller udviklingen i det åbne lands småbiotoper. Det formodes således, at regionalt ensartede træk i sammensætningen af variable regioner afspejler regionalt ensartede træk i småbiotopstruktur og -udvikling. Men valget af faktorer har i høj grad også været påvirket af, hvad det overhovedet var muligt at få kommunebundne statistiske oplysninger om.

JORDTYPER

Det kan umiddelbart synes naturligt, om variabel 2 var blevet valgt mere entydigt som sværere jorder, defineret som DDJ-type 4, 5 og 6. Denne variabelgruppe er imidlertid indirekte udtømmende medtaget gennem variabel 1 og 3, idet variabel 2 i så fald ville være udtrykt som 100 % - (procenten af variabel 1 + variabel 3). Derfor var DDJ-type 3 trukket ind, for derigennem også at få variationen i denne vigtige jordbundstype trukket klarere frem. Det må dog efterfølgende konstateres, at forsøget på ad denne vej at trække mere information ud af grundmaterialet i afgrænsningen af de tre første variable ikke er faldet heldigt ud, da variationen i variabel 2 dels er for lille, dels har vist sig ikke at afspejle nogle klare regionale træk. Den geografiske fordeling af %-summerne for DDJ-type 3 + 4 + 5 + 6, og for de egentlige svære jorder, type 5 + 6, er vist i fig. 2.6.

VÆGTNING AF VARIABLE

I forbindelse med de efterfølgende clusteranalyser har det været nødvendigt at overveje vægtningen af de enkelte variable. Variablerne og deres talværdier er afpasset, så de tre variabelgrupper (de landskabsøkologiske, de landbrugsmæssige og de urbaniseringsmæssige) får tilnærmet samme kvantitative vægt.

2.2 CLUSTERANALYSER

Som udgangspunkt for en regionalisering blev først foretaget nogle kommune-klassifikationer på grundlag af to clusteranalyser (se fig. 2.1):

Fig. 2.1

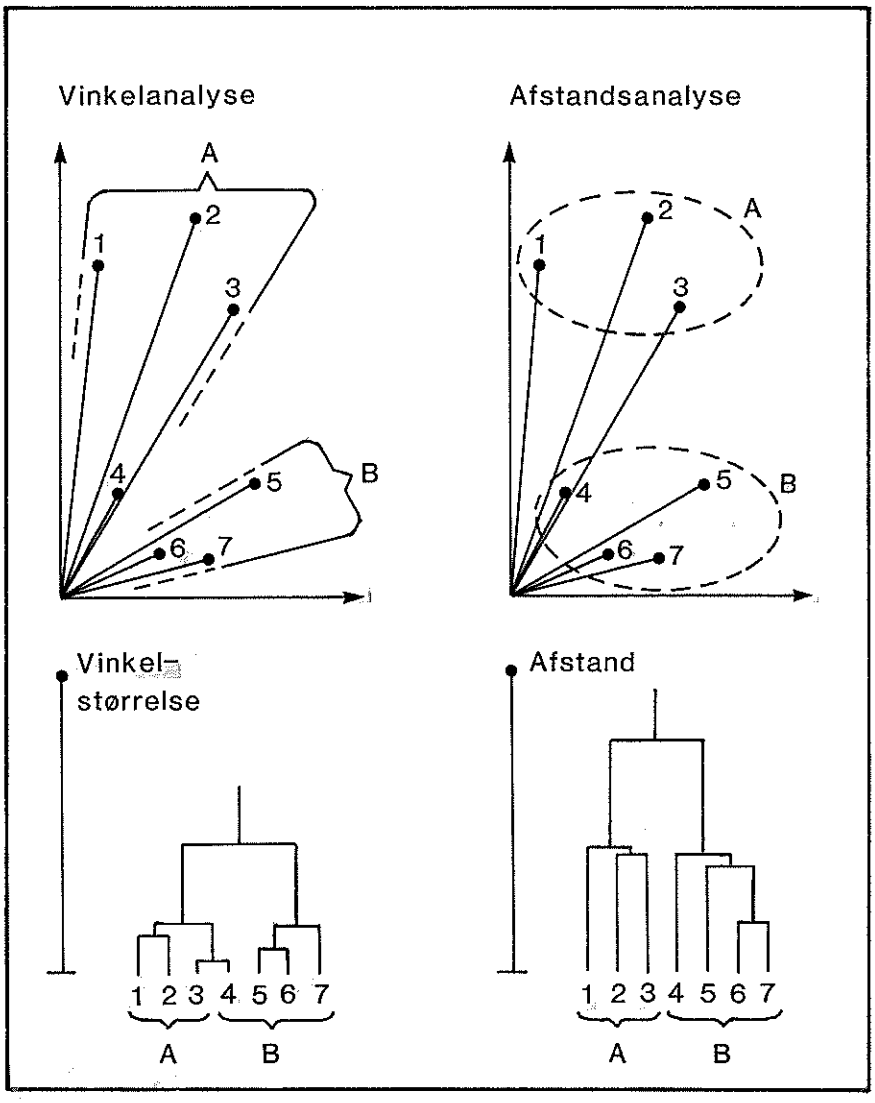


Fig. 2.1 Klassifikation v.hj.a. clusteranalyse. I det ene tilfælde ("vinkelanalysen) grupperes kommunerne på grundlag af vinklen mellem de vektorer, der beskriver deres koordinater i et 11-dimensionalt rum udspændt af de 11 variable. Her lægges altså vægt på proportionerne mellem de indgående variabelværdier. I det andet tilfælde ("afstandsanalysen") grupperes de på grundlag af afstanden mellem koordinaterne beregnet ved hjælp af Pythagoras. Her lægges altså vægt på de absolutte variabelværdier. Figuren viser en tænkt gruppering v. hj.a. de analyser foretaget i to dimensioner.

Den ene, "vinkel-analysen", baseres på vinklen mellem variablerne i det 11-dimensionale rum som similarity-index (ECOTOP 4, CLUOO1), den anden, "afstands-analysen", baseres på afstanden mellem kommunernes koordinater som similarity-index (ECOTOP 4, CLULOO2). Som det fremgår af begge de resulterende dendrogrammer (fig. 2.2), tegner der sig relativt klare grupperinger. For "vinkel-analysen" kan der ved et

"VINKEL-ANALYSEN"

Fig. 2.2

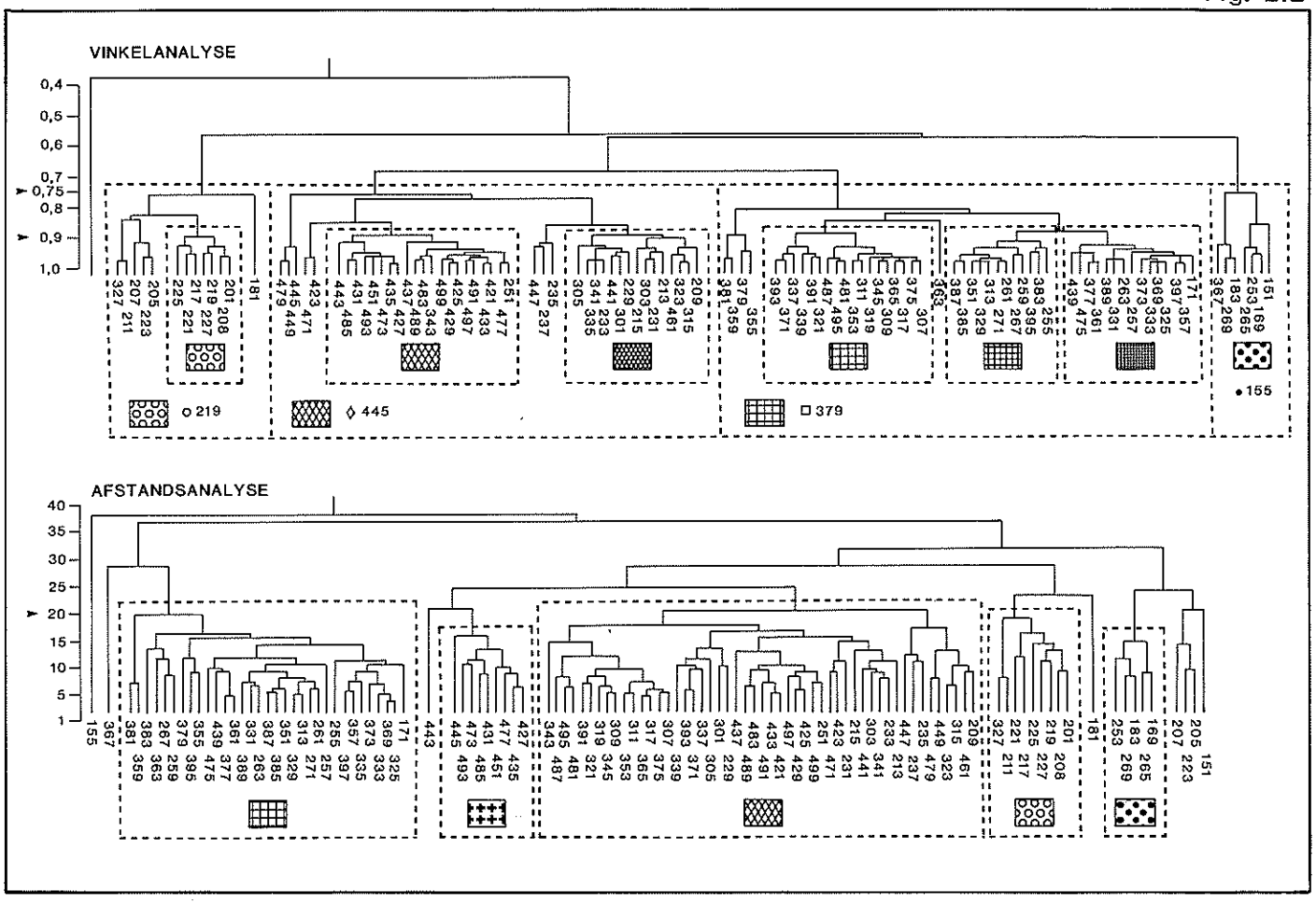


Fig. 2.2 Øverst ses resultaterne af vinkelanalysen foretaget på 2 niveauer, nederst resultatet af afstands-analysen. Den geografiske udbredelse af de angivne clustre er vist på kortene fig. 2.3, 2.4 og 2.5. De særlige punktsignaturer for clustrene i vinkel-analysen niveau 0,75 er benyttet på diagrammerne fig. 2.7 og 2.8. Tallene henviser til den kommunale kode , gengivet i bilag 7.

similaritets-niveau på 0.9 afgrænses 6 grupperinger omfattende 90 af de 115 kommuner, der indgår i analysen. Sænkes similaritets-niveauet til 0.75 slås nogle af disse grupper sammen, således at de nu omfatter 3 grupper indeholdende 107 kommuner, mens 6 af de resterende kommuner samler sig i en ny gruppe.

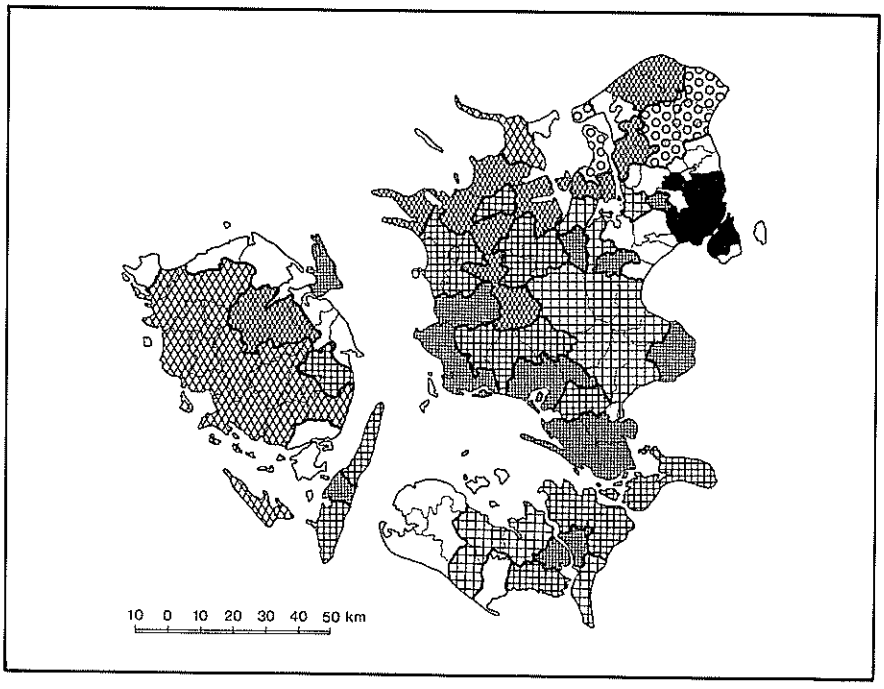
"AFSTANDS-ANALYSEN"

For "afstands-analysen" fås ved et similaritets-niveau på 20.0 en opdeling på 5 grupper omfattende 107 af kommunerne.

Det interessante er naturligvis, hvorvidt disse grupperinger udviser regionale træk, der kan danne grundlag for opstilling af nogle regionalt bundne kommunegrupperinger. At dette tydeligvis er tilfældet, fremgår af kortene fig. 2.3, 2.4 og 2.5, der viser de tre omtalte klassifikationers geografiske fordeling.

Fig. 2.3, der viser den geografiske fordeling af den vinkelbaserede klassifikation ved similaritets-niveau på 0.9, giver det mindst klare billede af en regional opdeling. Visse ting tegner sig dog relativt tydeligt: Det meste af Fyn skiller sig klart ud, ligesom en bestemt gruppering kun optræder i Nordsjælland og i Hornsherred. En gruppe omfatter Odense samt en række kommuner på den nordvestlige del af Sjælland. En række sammenhængende kommuner på den østlige del af midtsjælland klassificeres ens, ligesom der er en gruppe, der tydeligt forekommer koncentreret på den SV-lige del af Sjælland.

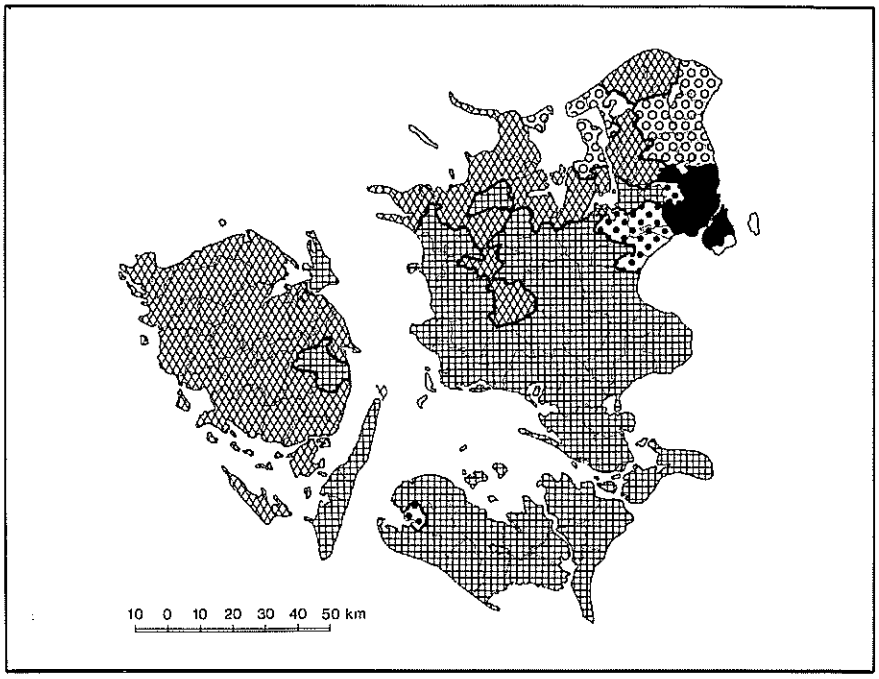
Fig. 2.3



2.3 Den geografiske fordeling af den vinkelbaserede klassifikation med similaritetsniveau på 0.9.

Billedet bliver mere entydigt, når similaritets-niveauet sænkes til 0.75, som vist i fig. 2.4. Yderligere 6 nordsjællandske kommuner inddrages i samme for regionen karakteristiske gruppering; sammenslutningen af de 5 øvrige grupper til 2 resulterer i en markant opdeling mellem Fyn og det nordvestlige Sjælland på den ene side ("NV-regionen"), og Sydsjælland, Møn, Lolland-Falster og Langeland på den anden side ("SØ-regionen"). Endelig er den nye gruppe, der optræder ved dette niveau med en enkelt undtagelse koncentreret i området vest for København.

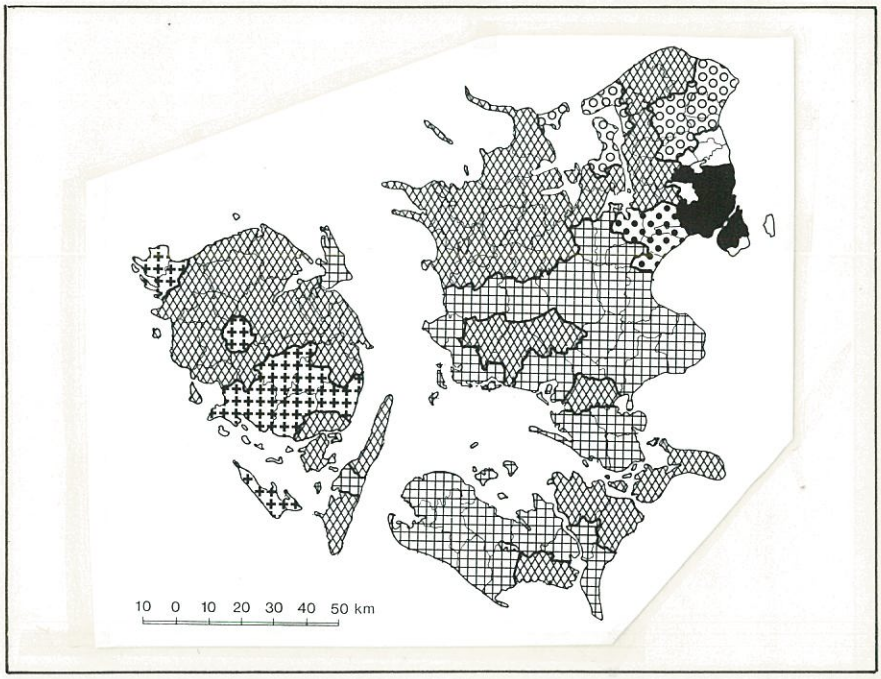
Fig. 2.4



2.4 Den geografiske fordeling af den vinkel baserede klassifikation med similaritets-niveau på 0.75.

Afstands-klassifikationen (fig. 2.5) giver i vid udstrækning ophav til samme regionale billede som fig. 2.4. Regionerne N og V for København er næsten identiske, hvorimod grænsen mellem de to øvrige regioner her tegner sig mindre skarp, idet den NV-lige region synes at brede sig pletvis ind i den SØ-lige region. Samtidigt viser der sig en differentiering i den NV-lige region, idet en række sydfynske kommuner skiller sig klart ud.

Fig. 2.5



2.5 Den geografiske fordeling af den afstandsbaserede klassifikation med similaritetsniveau på længden 20.

PLOTTERPROGRAM

Til hjælp ved den indholdsmæssige tolkning af de fremkomne regionaliseringer er udarbejdet et plotterprogram, der gør det muligt at få udtegnet grunddata og kombinationer heraf (herunder de 11 anvendte variable) på et kort-forlæg med de 115 kommuner i undersøgelsesområdet. Udskrifter af de 11 variables geografiske udbredelse er gengivet i fig. 2.6.

Selv om dette allerede på dette niveau kan lette tolkningen af de geografiske mønstre i fig 2.3 - 2.5, viser disse kort sig dog først rigtigt nyttige, når man på anden vis har fået fat i nogle af de mere komplekse sammenhænge, der karakteriserer regionerne.

Fig. 2.6.A

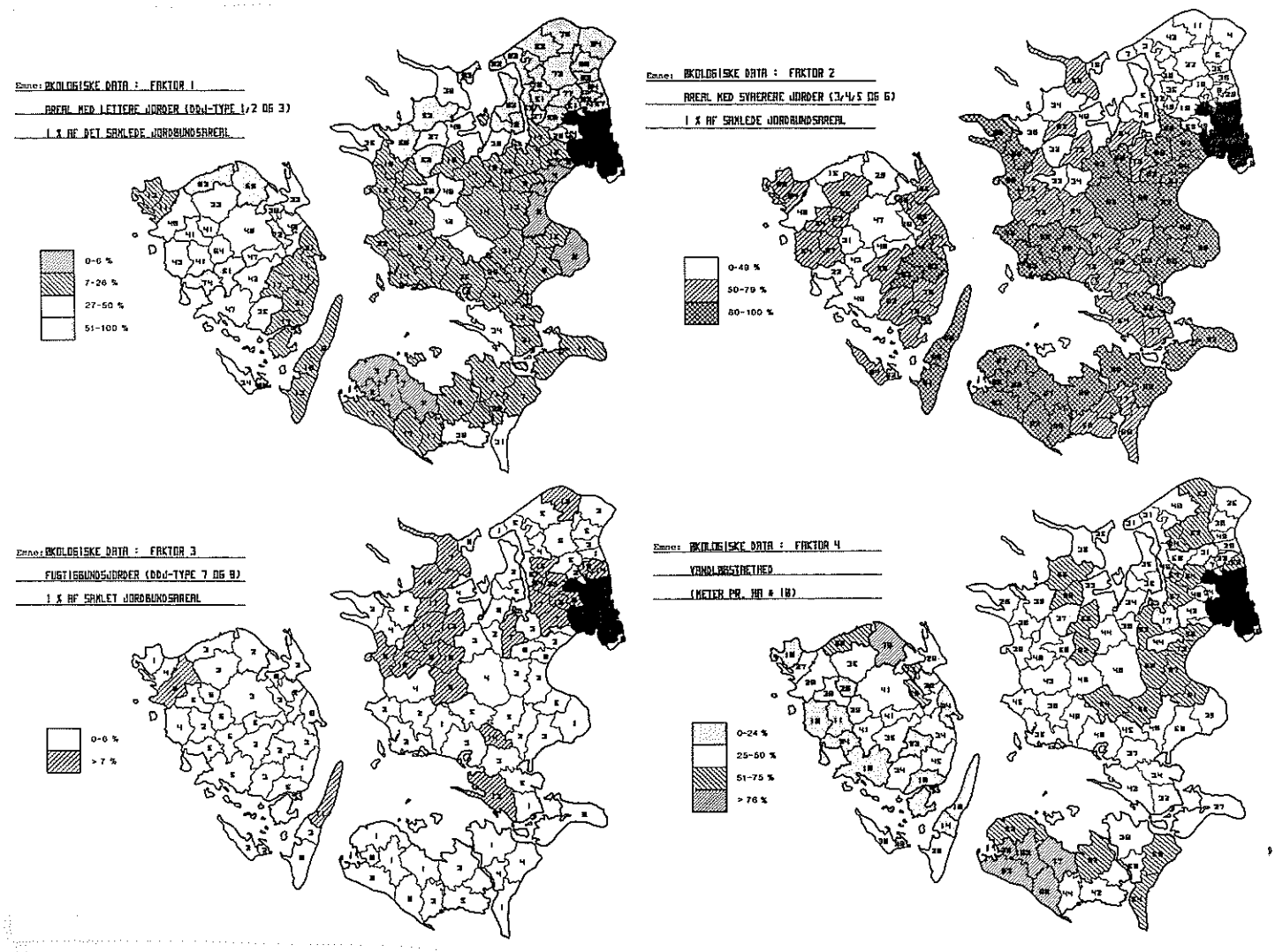


Fig. 2.6 Udbredelsen af de 11 variable der er anvendt i klassifikationen af de øst-danske kommuner.
A) Økologisk data (se endvidere fig 2.6 C).

Fig. 2.6.B

Fig. 2.6 Udbredelsen af de 11 variable der er anvendt i klassifikationen af de øst-danske kommuner.
B) Landbrugsdata.

Fig. 2.6.C

Fig. 2.6 Udbredelsen af de 11 variable der er anvendt i klassifikationen af de øst-danske kommuner.
C) Urbaniseringsdata.
Endvidere er nederst til højre gengivet et kort over udbredelsen af arealer med svære jorder (DDJ type 5 og 6) i % af det samlede jordareal.

2.3 PRINCIPAL KOMPONENT ANALYSEN

For at få de komplekse sammenhænge belyst, er der på grundlag af de 11 variable foretaget en principal-komponent-analyse.

I modsætning til clusteranalyserne er de benyttede data her standardiserede, hvilket betyder, at der er givet en højere vægt til de variable, der i clusteranalysen udviser mindst variation. Det drejer sig især om variablerne 3 (humusjorder), 7 (græs uden for omdrift) og 9 (befolkningstæthed).

På fig 2.7 er vist kommunernes fordeling på det plan i vektorrummet, der er i stand til at beskrive den største del af variansen i den samlede datamængde: 68.3%, fordelt på 37.5% til vektor 1 og 30.8% til vektor 2. Tilføjelsen af den tredie principale komponent vil kun bidrage med yderligere 11.7%.

KORRELATION

Korrelationen mellem de 11 variable og de 2 første principale komponenter fremgår af tabel 2.1.

Fig. 2.7

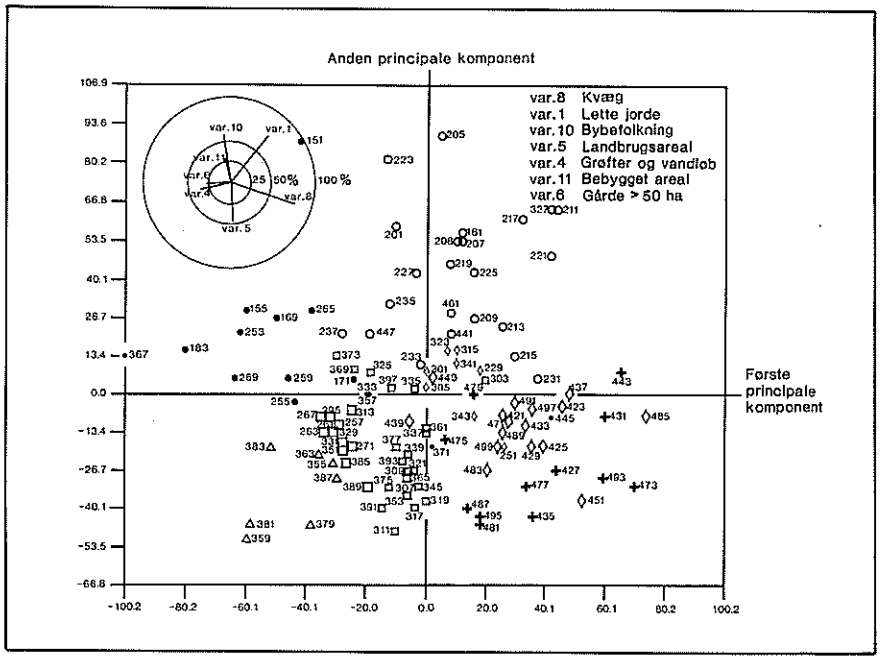


Fig. 2.7. Kommunernes projektion på en plan udspændt af de første principale komponenter. På grundlag af tabel 2.1 er 7 af de 11 variables projektion på vektorplanet angivet i cirkeldiagrammet ø.tv. Det viser, hvor stor en andel af variablernes variation vektorplanet er i stand til at udtrykke (fra 21 - 64%. 3 andre faktorer udtrykker mellem 9 og 13%, mens 4 faktorer ingen tilknytning har til det viste plan. Se iøvrigt tabel 2.1). Numrene henviser til kommuner (se bilag 1), signaturerne henviser til den foretagne regionalisering (se senere).

Tabel 2.1: Variabelkorrelation med de to første principale komponenter.

Variabel	vektor 1 (v_1)	vektor 2 (v_2)	% af var. $(v_2+v_2^2)*100$
1 (lette jorder)	.45	.54	50
2 (mindre lette jorder)	.01	-.08	1
3 (humusjorder)	.00	.02	0
4 (vandløbstæthed)	-.35	-.06	13
5 (landbrugsareal)	.02	-.46	21
6 (større brug)	-.29	-.03	9
7 (græs o.a.)	.05	-.07	1
8 (hornkvægstæthed)	.75	-.26	64
9 (befolkningstæthed)	-.02	.05	0
10 (bybefolkning)	-.09	.56	32
11 (bebygget areal)	-.07	.31	10

Tabel 2.1 viser endvidere, hvor stor en del af de enkelte variablers variation der udtrykkes v. hj. af det plan, der kan udspændes af de to første principale komponenter. Denne andel beregnes som $(v_1^2+v_2^2)x100$. Som det ses, er ingen enkeltvariable snævert korrelerede med de to vektorer, mens på den anden side kun fire af variablerne (2,3,7 og 9) ingen som helst tilknytning har til vektorerne. Ingen af disse fire variable korrelerer iøvrigt med den 3. vektor (Korr.koeff. er i alle 4 tilfælde mindre en 0.10).

De 7 resterende variables "projektion" på de to principale komponenters vektorplan er markeret på fig. 2.7. Punktsværmen i figuren viser ikke umiddelbart nogen klar struktur, men overføres klassifikationerne fra clusteranalyserne til figuren, træder nogle tydelige regelmæssigheder frem, hvilket naturligvis ikke er overraskende, analysemetodernes slægtskab taget i betragtning. I fig. 2.8 er overført klassifikationen fra CLU001, niveau 0.75, hvis geografiske fordeling er gengivet i fig. 2.4. De fire grupperinger fra clusteranalysen optræder også fig. 2.8 i klart afgrænselige grupper. En tolkning af klasserne, og dermed regionerne på fig. 2.4, viser sig nu let :

Fig. 2.8

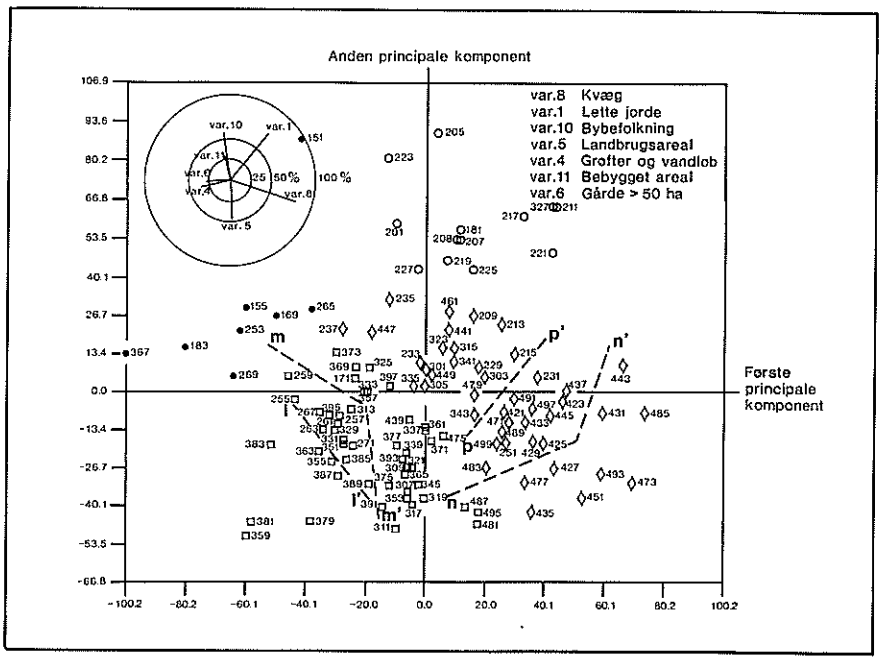


Fig 2.8 Vinkelanalysen ved similaritets-niveau 0.75 overført til en plan udspændt af de 2 første principale komponenter. Se iøvrigt teksten til fig. 2.7. Figuren viser hvorledes der er foretaget en nærmere klassifikation af kommunerne på grundlag af principalkomponentanalysen som samtidig er i overensstemmelse med clusteranalysens resultater.

JORDTYPER

Grænserne mellem kommunerne i den NV-lige (signatur ▨) og den SØ-lige (signatur ▦) region optræder ganske skarpt som en linie omtrent vinkelret på variabel 1-projektionen (lettere jorder). Ser vi på fig 2.6, variabel 1, der viser den geografiske fordeling af denne variable, fremstår grænsen da også ganske klart, især på Sjælland, hvor den forløber relativt markant omkring en værdi på 27 (dvs. DDJ-type 1+2+3 udgør 27% af det samlede jordbundsklassificerede areal i kommunen).

Det er velkent, at der ofte er en klar sammenhæng mellem jordbund og dræningsmønster: Jo sværere jorder, desto mindre er infiltrationskapaciteten, og den overfladiske afstrømning må derfor forøges, hvilket betinger et tættere dræningsmønster. Denne differentiering kommer svagt til udtryk i vektorplanet, idet den beskedne projektion af variabel 4 (vandløbstæthed) forløber modsatrettet variabel 1's projektion.

STØRRE LANDBRUG

I samme retning forløber projektionen af variabel 6 (arealet af landbrug over 50 ha i % af samlet areal). En sammenligning med den geografiske fordeling af denne variabel (fig. 2.6, variabel 6) bekræfter brugsstørrelsens medvirken ved differentieringen mellem NV-området og SØ-området.
Variabel 1 (lette jorder) og 6 (større brug) differentierer desuden også de to øvrige klassifikationer ud, idet variabel 1 ligger med værdier mellem 2 og 44 og variabel 6 med værdier mellem 5 og 51 i den klasse, der koncentrerer sig i den vest-københavnske region, mens variabel 1 ligger mellem 51 og 94 og variabel 6 mellem 40 og 86 i den klasse, der hovedsageligt består af nordsjællandske kommuner. Mens lette jorder og større brug således præger de nordsjællandske kommuner, gør det modsatte sig gældende i kommunerne vest for København. Vandløbstætheden slår mindre klart igennem her.

URBANISERING

Samtidigt er disse to kommunegrupper skilt ud fra de øvrige gennem deres høje værdier indenfor gruppen af urbaniseringsvariable. Særlig variabel 10 (bybefolkning) slår igennem i det viste plan. Med en enkelt undtagelse udgør bybefolkningen over 85 % i de to kommunegrupper.

Da især SØ-området udviser ganske stor spændvidde i den sammensatte akses retning der udgøres af projektionen af variabel 1,4 og 6 (lette jorder, vandløbstæthed, større brug), ville det være ønskeligt, om en større differentiering kunne opnås. Ved at dele ved den stiplede linie 1.....1' i fig. 2.8, afsondres en gruppe kommuner, som viser sig at udgøre en sammenhængende region omfattende størstedelen af Lolland. Dennes geografiske relevans kan yderligere begrundes gennem en mere detailleret analyse af de benyttede jordbundsdata. Sidst i fig. 2.6 er vist den geografiske udbredelse af DDJ-jordbundstype 5 og 6, altså de egl. svære jorder. På dette udskiller sig tydeligt netop disse kommuner på Lolland, der i vid udstrækning er præget af jordbundstyperne 5 og 6.

Ved en yderligere differentiering af materialet gennem den "naturlige" skillelinie vist som m.....m' i fig 2.8, fås mellem denne og 1-linien en gruppe kommuner, som i vid udstrækning svarer til den sammenhængende midt-øst-sjællandske region, der fremkommer i clusteranalyse CLU001, niveau 0.9, fig. 2.3.

KVÆG PR. KM^2

Den sidste variable, der slår igennem i fig. 2.8 - endda ganske kraftigt - er variabel 8 (hornkvæg pr. km^2 landbrugsareal) hvis projektion i planen udtrykker 64 % af variablens samlede variation. Det er tydeligt, hvordan især den vestkøbenhavnske region klart skiller sig ud (variabelværdier på mellem 1 og 15 køer pr. km^2 mod et gennemsnit for alle 115 kommuner på 53). På grund af NV- og SØ-regionernes udprægede spredning i netop denne variabelprojektions retning, ses imidlertid ingen umiddelbar tendens til regionalisering i de udprægede landbrugsområder på dette grundlag. Disse er derfor delt op i "naturlige" grupperinger som vist ved linierne n.....n', og p.....p' i fig. 2.8.

Kommunerne udgrænset af linie n besidder meget høj hornkvægstæthed (min. 97 pr. km^2) og er stærkt koncentreret på Sydfyn og Ærø. Den fremkomne klassifikation er næsten identisk med den sydfynske region, der opstår i forbindelse med clusteranalyse CLU002, niveau 20.0, fig. 2.5. Gruppen mellem linie n og linie p besidder hornkvægstætheder på mellem 67 og 105 pr. km^2, altså betydeligt over gennemsnittet (= 53) og dækker stort set resten af Fyn, bortset fra Odenseområdet.

Der kan lægges yderligere nogle signifikante skillelinier ind på fig 2.8, men disse modsvares ikke af nogen regionalt sammenhængende struktur. Derimod viser en nærmere analyse, at der eksisterer en koncentration af kommuner i nederste venstre hjørne af første kvadrant, der i vid udstrækning er beliggende i Odsherred.

2.4 REGIONALISERINGEN

Med udgangspunkt i klassifikationen i fig. 2.8 er foretaget en endelig klassifikation og regionalisering som vist i fig. 2.9 og 2.10.

Som det ses af fig 2.9 er den foreløbige klassifikation ændret noget, idet især en større gruppe kommuner fra "NV-regionen" placeret perifert på fig. 2.7, er overført til den urbant prægede klasse B, der i overvejende grad er beliggende i Nordøstsjælland. Denne kommer dog også til at omfatte Odenseområdet, som samtidigt adskiller sig så markant fra resten af Fyn, at det også regionsmæssigt er blevet tilknyttet region

Fig. 2.9

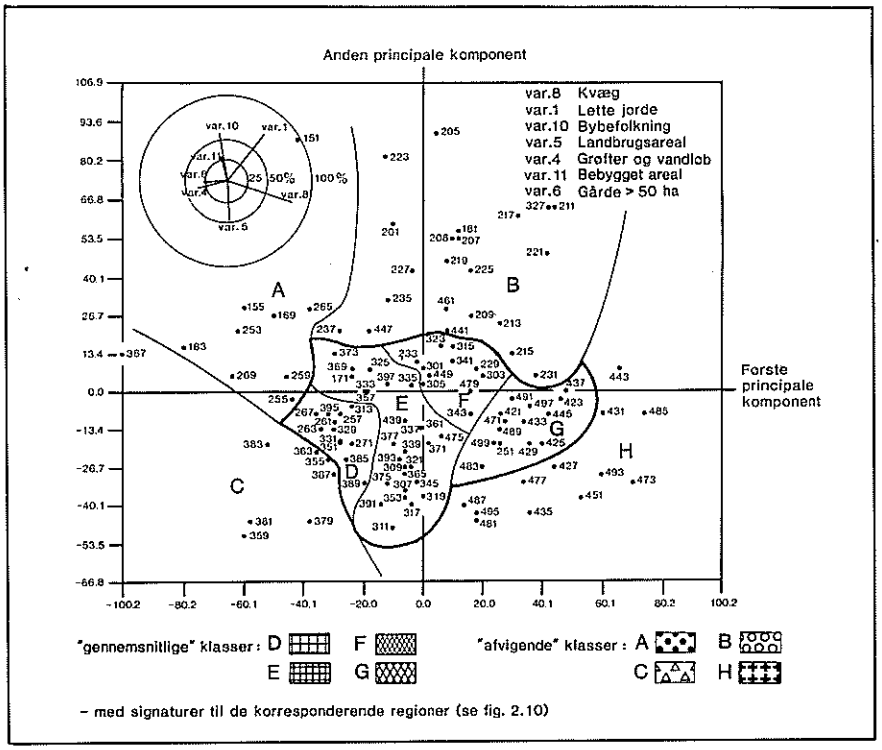


Fig. 2.9 Den endelige klassifikation af kommunerne på grundlag af principalkomponentanalysen. Figuren viser 2 hovedtyper. Typen af "gennemsnitlige" klasser der ikke afviger væsentligt fra kommunegennemsnittet og typen af afvigende klasser, der på forskellig måde skiller sig markant ud fra gennemsnittet.

Fig. 2.10

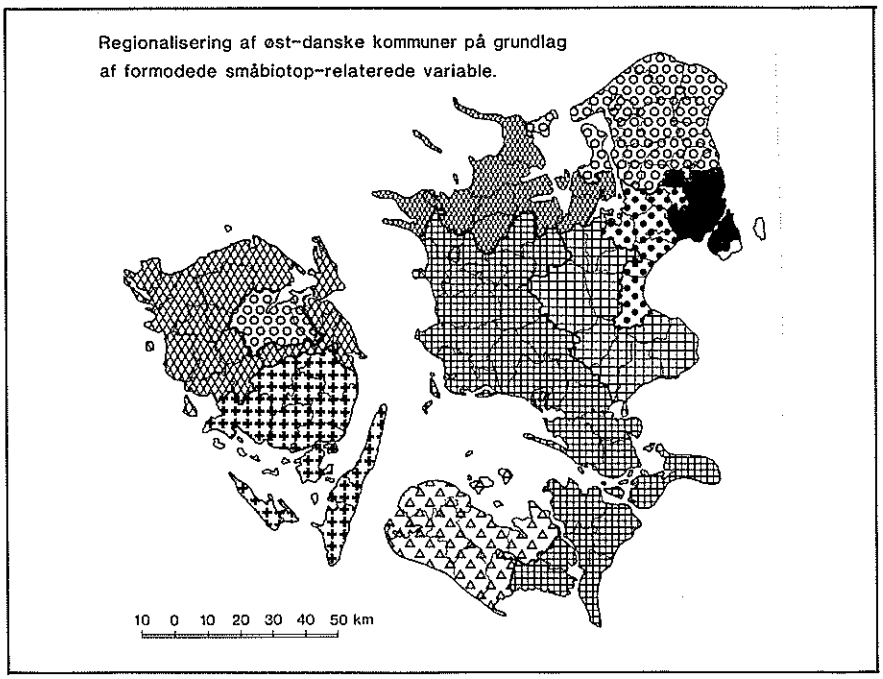


Fig. 2.10 Regionalisering af øst-danske kommuner på grundlag af formodede småbiotop-relaterede variable.

2 (Nordøstsjælland + Odense), hvorved denne bliver eneste ikke-sammenhængende region.

Tabel 2.2: Sammenhængen mellem kommuneklassifikation og kommuneregionalisering.

Klasse	A	B	C	D	E	F	G	H	Kl.-dækning (%)
Region									
1	9				1				90
2		22		1					96
3			10						100
4				7				1	86
5			2	1	24				88
6						8			100
7				1	1		10		84
8				1	1		2	13	76

Af kolonnen yderst til højre fremgår, hvor stor en %-del af kommunerne i hver region, der er klassificeret i den gruppe, der er brugt som udgangspunkt for afgrænsningen af den pågældende region.Kun i ét tilfælde (region 8 - Nord- og midt-Fyn) er mere end tre kommuner klassificeret anderledes end de øvrige kommuner i regionen, og selv i dennne region udgør den regionskarakteristiske klasse 76% af regionenes kommuner.

I tabel 2.3 er samlet de væsentligste statistiske oplysninger vedrørende værdierne for de 11 variable i de 8 regioner. Variabel 2 (DDJ-type 3+4+5+6 i % af samlede jordbundsregistrerede areal), der i principal-component-analysen ikke viste nogen korrelation med de to første komponenter, er dog erstattet med statistiske oplysninger vedr. den %-vise andel af DDJ-type 4+5+6, altså en klarere afgrænsning af de sværere jorder. Herved lettes oversigten over de vigtigste jordbundstypers fordeling idet summen af værdierne i de 3 jordbundskolonner i alle tilfælde bliver 100.

KARAKTERISTIK AF 8 REGIONER

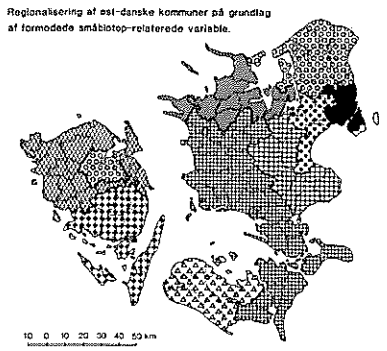
Ud fra de 11 variable kan de 8 regioners særtræk kort karakteriseres således:

Region 1: 10 kommuner beliggende vest for København og langs Køge bugt med et samlet

Tabel 2.3 Statistiske hovedtal for de 8 regioner.

	antal kommuner (1)	areal i km² (2)		Økologiske data 1 (3)	2 (4)	3. (5)	4 (6)	Landbrugsdata 5 (7)	6 (8)	7 (9)	8 (10)	Urbaniseringsdata 9 (11)	10 (12)	11 (13)	Varians sum (14)	(14) i % (15)
1. Vest-København	10	553	gnst.	12.3	71.4	6.3	54.5	54.1	45.3	5.7	14.9	5.7	93.5	28.2	·	
			st.afv.	13.3	28.2	5.0	19.2	16.1	9.0	4.3	10.4	3.6	6.8	15.3	2125.92	60
2. Nordsjælland	23	1714	gnst.	67.8	25.2	7.1	42.2	45.3	26.8	10.0	50.0	3.2	87.0	21.7	·	
			st.afv.	18.3	16.4	6.9	15.8	17.2	15.4	5.0	20.9	2.1	11.1	11.3	2151.22	61
3. Midtsjælland	10	1310	gnst.	11.8	84.4	3.8	50.9	70.4	34.7	3.6	33.6	0.8	65.3	4.3	·	
			st.afv.	6.5	7.6	1.9	11.2	6.7	8.9	1.7	5.1	0.2	8.2	2.1	453.75	13
4. Odsherred	9	1094	gnst.	45.5	46.8	7.7	39.8	69.8	28.3	6.6	55.5	0.9	65.9	9.6	·	
			st.afv.	13.5	14.2	4.3	12.9	8.3	7.5	1.6	13.0	0.4	13.1	5.6	1068.62	30
5. SV-sjælland	26	3472	gnst.	22.4	72.0	5.6	43.2	72.5	32.3	4.8	46.6	0.8	57.4	4.7	·	
			st.afv.	12.5	15.0	4.4	8.8	6.8	6.2	2.0	10.8	0.6	18.2	3.9	1030.18	29
6. Lolland	8	1068	gnst.	8.7	90.3	1.0	80.0	75.3	56.8	2.0	26.2	1.1	51.1	5.2	·	
			st.afv.	7.2	7.4	1.0	24.7	9.9	13.8	1.1	12.1	1.6	24.3	8.1	1812.42	52
7. S-Fyn	12	1400	gnst.	27.4	68.9	3.7	27.4	74.3	21.0	7.0	92.7	0.9	58.3	3.8	·	
			st.afv.	16.4	15.8	2.5	9.6	6.0	13.7	3.8	19.7	0.6	16.0	3.1	1509.92	43
8. N-Fyn	17	1719	gnst.	44.3	51.7	4.1	32.3	73.5	25.3	6.0	82.2	0.9	61.9	4.8	·	
			st.afv.	19.2	19.6	1.6	17.3	5.7	8.6	1.8	19.8	0.5	12.5	4.7	1734.97	49
1-8 Østdanmark (- Bornholm)	129	12722	gnst.	34.3	59.6	5.2	43.7	65.6	31.7	6.2	52.7	1.8	68.1	10.5	·	
			st.afv.	25.3	26.7	4.7	19.4	15.8	14.2	3.9	27.5	2.2	20.1	11.6	3517.58	100

Fig. 2.10



areal på 553 km². Regionen er stærkt urbaniseret, præget af sværere jorder og større brug, samt begrænset kvæghold.

Region 2: 23 kommuner beliggende på det NØ-lige Sjælland samt i området omkring Odense med et samlet areal på 1714 km². Regionen er middelstærkt urbaniseret, præget af lettere jorder og relativt store arealer med græs udenfor drift.

Region 3: 10 kommuner beliggende på den østlige del af midtsjælland med et samlet areal på 1310 km². Regionen er præget af sværere jorder og kvægløst landbrug.

Region 4: 9 kommuner beliggende på det NV-lige Sjælland med et samlet areal på 1094 km². Regionen er præget af en overgennemsnitlig repræsentation af DDJ-type 7+8 og lettere jorder.

Region 5: 26 kommuner på V- og S-Sjælland samt på Møn, Falster og SØ-Lolland med et samlet areal på 3472 km². Regionen er præget af sværere jorder og undergennemsnitlig hornkvægbestand.

Region 6: 8 kommuner beliggende på (vest)-Lolland, med et samlet areal på 1068 km². Regionen er præget af meget store arealer med sværere jorder, ringe areal med humusjorder, stor vandløbstæthed, store brug, ringe hornkvægstæthed og små arealer med græs u.o. Bybefolkningen udgør en meget lav andel af den samlede befolkning.

Region 7: 12 kommuner omfattende Sydfyn og øerne i det sydfynske øhav med et samlet areal på 1400 km². Regionen er præget af ringe vandløbstæthed, mindre brug, meget stor hornkvægstæthed og et stort areal med græs u.o. Kun en lille del af regionens areal er bebygget.

Region 8: 17 kommuner omfattende det nordlige Fyn bortset fra Odenseområdet, med et samlet areal på 1719 km². Regionen er præget af en del lettere jorder og stor hornkvægstæthed.

"HOMOGENITETS INDEX"

At regionaliseringen ikke blot vedrører nogle regionale særtræk for enkelte variable, men udtrykker en mere kompleks form for homogenitet indenfor regionerne fremgår af kolonne 14 og 15 i tabel 2.3. Kolonne 14 viser variablernes varianssum i de enkelte regioner. Såfremt homogeniteten kun vedrørte en enkelt faktor, ville denne sum ikke ad-

skille sig væsentligt fra varianssummen opgjort for alle 115 kommuner. I kolonne 15 er regionssummerne derfor angivet i procent af summen, opgjort på samtlige kommuner. Som det ses, viser der sig den største relative spredning i de urbant prægede regioner (1 og 2), mens den mindste spredning viser sig for de øvrige sjællandske regioner (3,4 og 5). Et visuelt udtryk for dette "homogenitetsindex" haves i øvrigt i fig. 2.9, der viser regionernes spredning på de to første principale komponenter i principalkomponent-analysen.

2.5 FELTVALGET

Et af regionaliseringens væsentligste formål har været at danne udgangspunkt for valget af undersøgelsesområder. Men det konkrete valg kan ikke udledes alene af en sådan regionalisering og de dermed forbundne regionskarakteristika, da det detaillerede valg af undersøgelsesområde vedrører en anden "rang" i landskabsanalysen. Kartografisk manifesterer dette sig ved, at kortlægningen af småbiotoper foregår i et ganske andet målestoksforhold. De overvejelser, der er gjort i denne forbindelse, har imidlertid ikke kunnet have samme systematiske karakter, som kendetegner den netop viste regionalisering, jvf. bemærkningerne i indledningen.Der har derfor i høj grad været tale om, at de indvundne erfaringer fra feltarbejdet samt udvidede kort- og flyfotoanalyser måtte danne empirisk udgangspunkt for en efterprøvning af såvel det konkrete feltvalgs regionale repræsentativitet, som dets repræsentativitet angående mere detaillerede træk i landskabet. Disse forhold er behandlet i kapitel 9.

DET KONKRETE VALG

Det konkrete valg af undersøgelsesområder er foretaget i to tempi, idet der først ud fra overordnede regionskarakteristika er valgt en række kommuner. På de 4-cm-kort, hvorpå kommunerne er beliggende, er i-eller i omegnen af hver af disse kommuner så igen ved hjælp af kortbladsstudier valgt et feltområde på 2x2 km².

Fig. 2.9 danner udgangspunkt for en opdeling af de 8 regioner i to grupper:

- "gennemsnitlige" regioner, omfattende regionerne 3,4,5 og 8
- de "afvigende" regioner, omfattende 1,2,6 og 7.

GENNEMSNITLIGE REGIONER

Ved gennemsnitlige regioner forstås regioner, hvis hovedkarakteristika i modsætning til de ekstreme regioners, ikke adskiller sig væsentligt fra det gennemsnitlige for Øst-Danmark som helhed.

På fig. 2.9 er markeret grænsen mellem de kommuneklassifikationer, der modsvarer denne opdeling af regionerne.

AFVIGENDE REGIONER

I de afvigende regioner er valgt kommuner ud, der på fig.2.9 fremtræder som markant-karakteristiske for den pågældende region. Det drejer sig om følgende kommuner:

253 Greve (region 1)

205 Birkerød (region 2)

359 Højreby (region 6)

473 Ringe (region 7)

For de gennemsnitlige regioner valgtes i første række kommuner ud, der kunne betragtes som gennemsnitlige repræsentanter for regionen, ud fra fig. 2.9. Det drejer sig om følgende kommuner:

329 Ringsted (region 3)

341 Tornved (region 4)

393 Suså (region 5)

433 Glamsbjerg (region 8)

SUPPLERENDE KOMMUNER

5 kommuner valgtes ligeledes blandt de mere gennemsnitligt placerede kommuner, dels for at supplere op med feltområdekarakteristika, der ellers ikke så ud til at være repræsenteret, dels for at sikre en vis geografisk spredning af undersøgelsesområderne. På denne måde udvalgtes:

255 Gundsø (region 1)

365 Møn (region 5)

395 Sydfalster (region 5)

423 Bogense (region 8)

251 Bramsnæs (region 4)

SELVE FELTVALGET

Indenfor den første gruppe kommuner (de gennemsnitlige) er ud fra kortbladsanalyser i hver kommune søgt udvalgt et område, der hvad angår geografiske forhold, er typisk for den pågældende kommune. Indenfor de to andre grupper er der i det konkrete feltvalg i højere grad taget hensyn til mulighederne for at belyse forskellige landskabs-topologiske-forhold og sikre disses repræsentation i den samlede undersøgelse. Således er der

her taget hensyn til ønsket om at sikre forskellige geomorfologiske typer (f.eks. moræneflade, dødislandskab, inddæmmet område), forskellige jordbundstyper (fra meget let jord til meget svære jorder), forskellige markante brugstyper (godser, husmandskolonier).

Ved den nøjagtige placering af det udvalgte 2x2 km² store område er der endvidere taget hensyn til , at landbrugsområder har skullet udgøre mindst 75% af de udvalgte 4 km².

Beliggenheden af de udvalgte feltområder er vist i fig. 2.11.

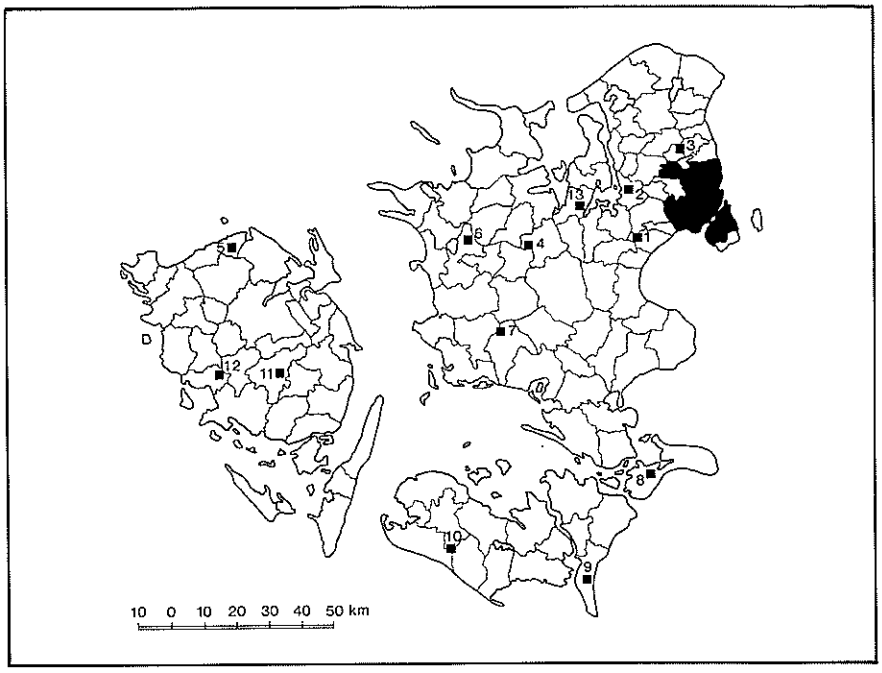
Tabel 2.4

Oversigt over de udvalgte feltundersøgelsesområder

Område nr.	Navn	Umt-koordinater længde	bredde
område 1	Tune, Midtsjælland	323-24	6163-64+
område 2	Tågerup, N.Sjælland	319-12	6177-78+
område 3	Birkerød,N.Sjælland	676-77	6192-93
område 4	Ringsted, Sjælland	676-77	6161-62
område 5	Bogense, N.Fyn	577-78	6160-63
område 6	Åmosen, V.Sjælland	651-52	6162-63
område 7	Suså, S.Sjælland	669-70	6138-39
område 8	Neble, Møn	321-22	6092-93+
område 9	Bøtø, S.Falster	688-689	6061-92
område 10	Højreby, SV.Lolland	646-47	6069-70
område 11	Ringe, S.Fyn	595-96	6125-26
område 12	Glamsbjerg, SV.Fyn	575-76	6121-22
område 13	Bramsnæs, Hornshrd.	682-83	6172-73

+ koordinator i UTM zone 33, de øvrige er i zone 32, evt. ekstrapoleret til zone 33.

Fig. 2.11

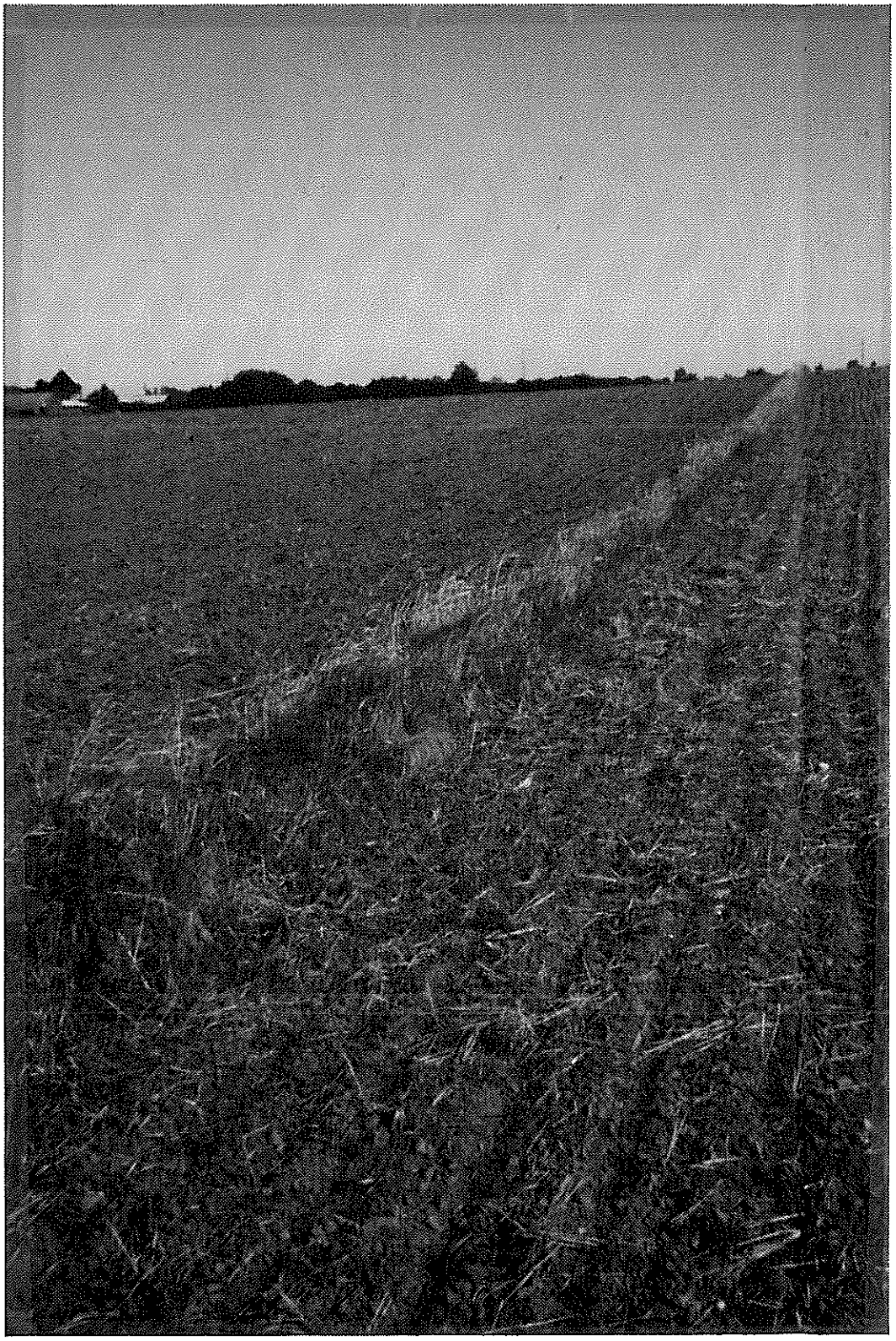


2.11 Placeringen af de 13 udvalgte feltundersøgelsesområder á 4 km^2 hver.

Område		Kommune	Region
1.	Tune	Greve	1
2.	Tågerup	Gundsø	1
3.	Birkerød	Birkerød	2
4.	Ringsted	Ringsted	3
5.	Bogense	Bogense	8
6.	Åmosen	Tornved	4
7.	Suså	Suså	5
8.	Neble	Møn	5
9.	Bøtø	Sydfalster	5
10.	Højreby	Højreby	6
11.	Ringe	Ringe	7
12.	Glamsbjerg	Glamsbjerg	8
13.	Bramsnæs	Bramsnæs	4

3. AFGRÆNSNING OG TYPIFISERING

SKEL



3.0 AGERLANDETS SMÅBIOTOPER

I dette kapitel vil undersøgelsens hovedobjekt, agerlandets småbiotoper, blive defineret, og den nærmere klassifikation af de definerede småbiotoptyper vil blive præsenteret.

Denne afgrænsning af småbiotopbegrebet og den valgte klassifikation vil, efter at projektets metode og empiri er præsenteret (kap. 4, 5 og 6), atter blive taget op i forbindelse med diskussionen af mulige klassifikationer af småbiotopmønstre (kap.11).

3.1 AFGRÆNSNING AF BEGREBET "SMÅBIOTOPER"

Objektet for undersøgelsen har været de små permanent uopdyrkede vegetationsbærende arealer i landbrugsområder. Ved landbrugsområder forstås arealer der indgår i landbrugsejendomme.

SMÅ-BIO-TOP

I betegnelsen "småbiotop", hentyder "små-" til arealets størrelse (se nedenfor), "-bio-" hentyder til, at arealet indeholder vilde planter (og dyr), og endelsen "-top" henviserr til, at der er tale om konkrete lokaliserbare arealer (levesteder) for vilde planter og dyr.

HABITAT

Småbiotopbegrebet er således afgrænset fra habitatbegrebet, derved at sidstnævnte er at opfatte som en generel betegnelse for en dyre- eller plantearts foretrukne forekomststed. F.eks. er habitaten for plantearten Liden Andemad (Lemna minor) næringsrige damme og søer og rolige dele af vandløb.

ØKOSYSTEM

Fra økosystembegrebet adskiller småbiotopbegrebet sig ved at være afgrænset udfra spørgsmålet om, hvorvidt den vegetationsbærende flade er dyrket eller ikke. Et økosystem vil derimod være afgrænset udfra hensynet til, at det i rimelig grad skal afgrænse et område med sammenhængende stoflige- eller energetiske forhold. En småbiotop vil ofte hensigtsmæssigt kunne betegnes også som et økosystem, men ofte vil et økosystem kunne omfatte flere småbiotoper, f.eks. flere vandhuller i en eng, ligesom en småbiotop kan opdeles i flere økosystemer, f.eks. flere tørvegrave i en mose.

Småbiotopdefinitionen er som fremstillet primært en geografisk term i modsætning til de økologisk-biologisk definerede habitat

og økosystem.Særlig tydeligt viser dette sig i hovedopdelingen i areelle og linieformede småbiotoper, idet de sidstnævnte især vanskeligt lader sig afgrænse økologisk-biologisk.

INTERSTITIELLE HABITATER

Af de i landbrugsområderne beliggende småbiotoper er kun de, der er beliggende inde på - eller imellem markerne medtaget - de interstitielle habitater. Småbiotoper som er beliggende i randzonen mellem agerland og bebyggede områder, skov eller strand er ikke medtaget i undersøgelsen.

3.2 KLASSIFICERING AF SMÅBIOTOPER

Skønt agerlandets småbiotoper umiddelbart synes at falde i klare grupper (hegn, skel, grøfter, vandhuller etc.) har det alligevel på grund af forekomst af mange mellemformer været forbundet med vanskeligheder at nå frem til en eentydig klassifikaton.

Som krav til valget af klassificering kunne indledningsvis opstilles 3 punkter:

HENSYN TIL KORTENE

Den valgte klassificering skulle så vidt muligt kunne bygge på eksisterende kortmateriale (målebordsblade og 4-cm kort). D.v.s. at de valgte afgrænsninger mellem forskellige biotoptyper (i felten) ikke måtte være i modstrid med kriterierne for valg af signaturtyper på kortene.

Dette har betydet, at hensynet til mulighederne for historisk tilbageføring af enkeltbiotopernes karakter og lokalisering i landskabet har spillet en væsentlig rolle for den valgte klassificering. Og det har betydet, at klassifikationen altid har været ligeså- eller mere detaljeret end den på kortene viste. Eksempelvis har vi opereret med både "våde-" og "tørre grøfter", hvor kortene kun opererer med "grøfter", og vi har opereret med "diger" og "stendiger", hvor kortene kun opererer med "diger". Ligeledes har det betydet at banetraceer og dæmninger til trods for at disse p.g.af deres store bredde ikke opfylder kriterierne for klassificering som linieformede biotoper (se afsn. 3.2.2) er blevet klassificeret som sådanne i overensstemmelse med signaturangivelsen på kortblade.

Ændringer i kortenes klassifikationsprincipper, f.eks. i forbindelse med overgangen fra målekortsblade til 4-cm-kort, har naturligvis givet ophav til særlige problemer.

Således har overgangen fra punkt- til fladesignatur for skov betydet at oplysninger om fugtighedsforholdene i bevoksede /beplantede biotoper er gået tabt på 4-cm-kortene. Derved vanskeliggøres den kartografiske tolkning af overgangen mellem mose og bevoksning/beplantning.

FUNKTIONEN

For det andet var det et krav at klassificeringen så vidt muligt skulle etablere en meningsfuld opdeling i funktionsmæssig forstand. På denne baggrund opereres der i feltundersøgelsen således med tre typer indenfor det, der på kortene blot aftegnes med h.h.v. løv- og nåleskovssignatur. Der er her skelnet mellem "remiser", forstået som "skov" med primært vildtplejemæssig funktion, "beplantninger", forstået som skov med den primære funktion at levere træprodukter, og "bevoksninger", forstået som "skov" uden udtalt funktion af de to førstnævnte typer.

TOPOGRAFIEN

For det tredie var det et krav, at de enkelte biotoper skulle kunne klassificeres udfra målelige topografiske karakterer (niveau, evt. træbevoskning, evt. indhold af permanente vandflader m.m.). Dette til dels for at sikre entydighed og reproducerbarhed i registreringen, dels af hensyn til muligheden for efterfølgende at kunne foretage en objektiv klassifikation; et krav der blev fundet relevant, fordi opmålingen af Geodætisk Instituts kort ikke altid synes at være foretaget udfra faste kvantitative kriterier (fra område til område og fra år til år). (Om kortenes troværdighed, se kap. 5).

3.2.1 AREELLE- OG LINIEFORMEDE BIOTOPER

Populationen af agerlandets småbiotoper kan opdeles i to hovedgrupper: De areelle og de linieformede.

AREELLE

Ved areelle småbiotoper forstås biotoper, som på kortbladene er angivet ved punktsignatur eller ved et afgrænseligt areal (f.eks. træ- eller trægruppe, skov, mose, gravhøj).

LINIEFORMEDE

Ved linieformede biotoper forstås biotoper, der på kortene er aftegnet med længde- men ikke breddetro signaturer (f. eks. grøfter, hegn, diger, vejrabatter)samt biotoper, der skønt de ikke er aftegnet på kortene (f.eks. skel) opfylder de nedenfor angivne krav til forholdet mellem længde og bredde.

STØRRELSESGRÆNSER

I feltundersøgelsen er samtlige biotoper på mellem 10 m² og 20 000 m² (2 ha.) blevet registreret (i forbindelse med den historiske registrering er samtlige arealtyper opgjort, d.v.s. også biotoper over 2 ha.).

Areelle småbiotoper under 10 m² er sjældne og har kun undtagelsesvis permanent karakter (f.eks. vegationen omkr. foden af en fritstående elmast eller vegetation omkring en samlebrønd i marken), og de har sjældent nogen nævneværdig økologisk betydning.

Biotoper på mere end 2 ha. har oftest landskabs-type-karakter. De er ofte underkastet andre vilkår (f. eks. belagt med fredskovspligt eller beskyttet af naturfredningslovens §43-godkendelsesordning, og kan have flere ejere). Endelig er de qua deres størrelse vanskelige at underkaste en detaljeret analyse. Derfor har de ikke været inddraget i feltundersøgelsen i dette projekt.

Samtlige linieformede biotoper bredere end 0.1 m og længere end 10 m er medtaget i undersøgelsen. Linieformede biotoper under 0.1 m's bredde og 10 m's længde forekommer yderst sjældent, og har da altid i denne undersøgelse båret præg af at have temporær karakter.

Af datatekniske årsager har det været nødvendigt at opretholde en striks opdeling mellem linieformede og areelle biotoper, også selv om der eksisterer jævne overgange, især blandt de ganske små. Såfremt disses længde er mere end 5 gange bredden, er de registreret som linieformede biotoper.

SAMMENHÆNGENDE

For de linieformede biotopers vedkommende er det ofte uden mening, at søge hvor den ene biotop holder op og den næste begynder.

Her er fulgt det princip, at hvor der sker afbrydelser f.eks. hvor en linieformet krydses af en anden linieformet biotop (- en vej krydser et hegn -) eller hvor biotopen efter et knæk skifter karakter, er den næste del blevet betragtet som en ny selvstændig biotop.

Dette har primært registreringsteknisk betydning. Bl.a. har en relativ vidtgående findeling af det nuværende biotopmønster været praktisk, af hensyn til de optegnelsesmæssige problemer det giver, hvis de forskellige dele at en "stor" biotop (f.eks. et større gennemløbende bevokset dige) på kor-

tene fra 1800-tallet siden har vist sig at undergå forskellige skæbner.

BIOTOP-KOMPLEXER

Hvor forskellige småbiotoptyper har ligget i kombination med hinanden (f. eks. hegn langs et vandløb, eller "hegn med huller i", der kan betragtes som en serie af hegn og skel/dige), er hver enkelt biotop registrerings- og databehandlingsmæssigt blevet behandlet som selvstændige biotoper, men dog således at oplysning om deres indbyrdes forhold (parallelitet eller serie) er sikret opretholdt v.h.a. nummerkode og et henvisningssystem (se senere).

BIOTOPER I FLERE FELTER

Biotoper, der er beliggende i flere af de 4 én-kvadrat-kilometer store felter, som udgør et område, registreres for de areelle biotopers vedkommende i det felt, hvor biotopen har sin største areelle udbredelse. Derimod er de linieformede biotoper blevet regnet som separate biotoper, d.v.s. medtaget som selvstændige biotoper i hvert af de felter de gennemløber regnet fra feltets kant uanset det videre forløb og størrelse udenfor feltet.

BIOTOPER DER STRÆKKER SIG UDOVER OMRÅDET

Af hensyn til mulighederne for økologiske vurderinger og til muligheden for historisk tilbageføring og bedømmelse af småbiotopmønstrets udvikling ved benyttelse af kort og flyfotos er det vedtaget, at areelle biotoper, der strækker sig udover det udvalgte 4 kvadratkilometer store område, medtages i det omfang, at mere end 50 % af biotopens areal er beliggende indenfor undersøgelsesområdet.

Dette kriterium medfører, at vi udelukkende har registreret areelle biotoper i deres fulde arealmæssige udstrækning. Denne regel er begrundet økologisk og er af betydning for den statistiske opgørelse af areelle biotopers størrelsesfordeling.

Vedtægten indebærer dog en bias på det samlede skøn over tætheden af areelle biotoper, idet sandsynligheden for at 50 % af en areel biotop er beliggende udenfor undersøgelsesområdet stiger med dens størrelse. F.eks. ville biotoper over 8 km^2 efter dette princip aldrig kunne komme med i en undersøgelse, der opererer med prøveområder på 4 km^2.

Da den øvre grænse for størrelsen af de areelle biotoper, der er medtaget i denne undersøgelse, ligger nede på ½ % af undersøgelsesområdets størrelse (2 ha. = ½ % af 4 km^2), er denne fejlkilde dog blevet anset for så lille, at den er ladt ude af videre betragtning.

3.2.2 DEN SAMLEDE BIOTOPKLASSIFICERING

KODE	BETEGNELSE	KRITERIER
LINIEFORMEDE BIOTOPER ER:		1) Fra 0.1 til 10 meter brede 2) Mindst 10 meter lange og 3) Mindst 5 gange så lange som brede. Korte hegnsstumper betragtes dog som linieformede, selv hvor de ikke opfylder kriterie 2 0g 3, hvis blot biotopformen knytter sig til en enkelt række træer. 4) Banetraceer og dæmninger (se type 32).
Rabatter:		Uopdyrkede arealer på eller langs veje. En rabats bredde måles som den gennemsnitlige bredde af vegetationsdækkede arealer i umiddelbar tilknytning til vejen.
00	Græsvej:	Græsvegetation på eller ved jordvej.
01	Rabat ved grusvej:	Græsvegetation ved grusvej
02	Rabat ved fast vej:	Græsvegetation ved fast vej
03	Allé:	Vej med tydeligt ækvidistant plantet trævegetation i begge vejsider
Skel og hegn:		Gennemsnitlig voldhøjde mellem -0.25 og 0.75 m over markniveau
04	Skel:	Et 20 meter interval med mindre end 50 % vedvegetationsdække
05	Hegn:	Et 20 meter interval med mere end 50 % vedvegetationsdække
Stendiger og diger:		Gennemsnitlig voldhøjde 0.75 meter eller mere over markniveau
06	Stendige:	a) Et 20 meter interval med synligt opstablede sten på på mindst 50 % af intervallet, b) vedvegetationsdækket under 50 %
07	Bevokset stendige:	a) Et 20 meter interval med synligt opstablede sten på mindst 50 % af intervallet, b) vedvegetationsdækket på mindst 50 %

08	Dige:	Et 20 meter interval med under 50 % vedvegetationsdække
09	Bevokset dige:	Et 20 meter interval med mindst 50 % vedvegetationsdække

Skrænter:

10	Skrænt:	a) Niveauforskel fra den ene side til den anden mindst 50 % af bredden (svarende til en hældning på 30°) b) Den maksimale bredde mindst 2 meter c) Vedvegetationsdækket under 50 %. Hvor vedvegetationen er på mindst 50 %, er biotopen blevet klassificeret som hegn
32	Banetraceer og	Dæmninger og tidligere eller stadigt benyttede banetraceer eller dele af sådanne, hvor ikke andre klart specificerede funktioner (f. eks. jagtremise) har overtaget arealanvendelsen af disse

	Grøfter og vandløb:	Gennemsnitligt niveau under -0.25 meter i forhold til det omgivende markniveau
11	Tør grøft:	a) Retforløbende grøft uden vand
12	Våd grøft:	a) Retforløbende grøft med vand b) Vandførende bredde mindre end 1½ meter
13	Kanal:	a) Retforløbende med vand b) Vandførende bredde mindst 1½ meter i gennemsnit
14	Vandløb:	a) En ikke retforløbende biotop b) Med vandførende bredde i gennemsnit mindre end 1½ meter
15	Å:	a) En ikke retforløbende biotop b) Med en vandførende bredde der i gennemsnit mindst er 1½ meter
	AREELLE BIOTOPER:	a) Biotoper med et areal på mellem 10 m² og 20 000 m² b) og som ikke falder ind under definitionen på lineære bioper

Våde areelle biotoper:	Biotoper med permanent sumpvegetation eller biotoper som på anden måde bærer tydelige tegn på permanent tilstedeværelse af grundvandspejl tæt ved eller over niveau
16 Våd mergelgrav:	a) Vandhul som i reglen ikke er beliggende i naturlig lavning
17 Våd råstofgrav:	a) Synligt kunstig lavning b) med åbne råstofholdige profiler subsidiært med ejernes oplysning om tidligere benyttelse til råstofproduktion
18 Anden kunstig sø:	Sø i tilknytning til begyggelse (Urbanbiotop) som ikke omfattes af de øvrige typer (nr. 16-23)
19 Mose:	a) Mindre end 50 % af biotopen er permanent dækket af vand b) Biotopen er beliggende i en naturlig lavning c) Kun svagt hældende overgang fra biotopen til det omgivende landskab
20 Småsø:	a) Mindst 50 % af biotopen er permanent dækket af vand b) Kun svagt hældende overgang til omgivelserne
21 Gadekær:	a) Offentligt tilgængelig mindre sø b) i midten af ældre landsbybebyggelse (Urbanbiotop)
22 Ellesump:	Mose med dominerende bevoksning af rødel
23 Overløbsbassin:	(Urbanbiotop) bassin med rørtilledning og tydelige tegn på pleje af vegetationen
Tørre areelle biotoper	
25 Tør mergelgrav:	a) Kunstig grav som i reglen ikke er beliggende i naturlig lavning b) Stejlt hældende overgang fra hullet til omgivelserne subsidiært med ejerens oplysning om tidligere benyttelse til mergelgrav
26 Råstofgrav:	a) Synligt kunstig lavning b) med åbne råstofholdige profiler

		subsidiært med ejerens oplysning om tidligere benyttelse til råstofproduktion
27	Gravhøj:	Kunstig forhøjning, som vides at have været benyttet som gravplads. (Er i reglen angivet med special-signatur på kortblade)
28	Remise:	Vedvegetationsdækket biotop med tydeligt vildtplantning f.eks. bærbuske i randen, nåletræer (ofte i N- og V-siden). Evt. en lysning inde i biotopen og spor af anden form for vildtpleje (f.eks. foderautomatat)
29	Beplantning:	Vedvegetationsdækket biotop med anden tydeligt udplantet form for træ og buskvegetation
30	Bevoksning:	Vedvegetationsdækket biotop uden tydelig udplantningskarakter
31	Solitært træ	
33	Ruderat:	Samlebetegnelse for andre tørre, oftest ikke-vedvegetationsdækkede biotoper, der for tiden ligger ubenyttede hen, men samtidigt bærer præg at tidligere benyttelse i produktions- eller reproduktionsmæssig sammenhæng, f.eks. tidligere haver, byggemodningsjord og nedlagte lossepladser
34	Højspændingsmast:	Højspændingsmast med tilhørende uopdyrket areal
35	Beplantning ved P-plads	
36	Støjbælte:	Støjbælte i tilknytning til trafikanlæg (Urbanbiotop)
37	Sportspladsplæne:	(Urbanbiotop)
38	Fællesareal i boligområde:	(Urbanbiotop)
39	Topografisk varieret fællesareal:	Ofte park (Urbanbiotop)
40	Anden tør biotop	

Herudover har det i forbindelse med den historiske analyse endvidere været nødvendigt at

operere med yderligere en række biotop- og arealklasser (svarende til signaturerne på kortbladene):

24 Eng
41 Haver og bebyggelse
42 Uidentificerbar
43 Træræk̀ke
44 Træræk̀ke på grøft
45 Træræk̀ke på dige
46 Hegn ved grøft
47 Skolesti, fodsti og spadseresti
49 hav

KODER

Nedenfor er gengivet en kort oversigt over samtlige biotoptyper og arealklasser med tilhørende koder. Bogstavkoden anvendes i tilknytning til den historiske registrering, jvf. afsnit 4.3.2, ligesom den efter skråstregen angivne typificering knytter sig til den historiske registrering.

Tal-kode	Bogstav-kode	Biotoptype
00	P	græsvej/markvej og privat færdselsvej
01	Q	rabat ved grusvej/offentlig bivej
02	R	rabat ved fast vej/landevej og hovedvej
03		allé
04	S	skel
05	H	hegn
06		stendige
07		bevokset stendige
08	D	dige
09	Y	bevokset dige
10	N	skrænt
11		tør grøft
12	G	våd grøft
13	K	kanal
14	E	vandløb
15	F	å
16		våd mergelgrav
17		våd råstofgrav
18		anden kunstig sø
19	M	mose
20		småsø
21		gadekær
22		ellesump
23		overløbsbassin
24		eng
25		tør mergelgrav
26		tør råstofgrav
27		gravhøj
28		remise
29		beplantning/nåletræ
30	B	bevoksning/løvtræ

31		solitært træ
32		dæmning
33		ruderat
34		højspændingsmast
35		beplantning ved P-plads
36		støjbælte
37		sportspladsplæne
38		fællesareal i boligområde
39		topografisk varieret fællesareal
40		anden tør biotop
41	A	have / bebyggelse
42		uidentificerbar
43	T	træraekke
44	J	træraekke på grøft
45	L	træraekke på dige
46	V	hegn ved grøft
47	I	skolesti, fodsti og spadseresti
48		rørsump
49		hav

DEL III: METODE

4. REGISTRERINGSMETODIK

5. TRANSFORMATION KORT/FOTO/FELT/VIRKELIGHED

HEGN

4.0 FELTMETODIK

14 OMRÅDER

I perioden marts - september 1981 blev de 13 udvalgte områder á 4 km² undersøgt i felten. Et fjortende bestående af 4 delområder i - og omkring Odense blev undersøgt i perioden november 80 - januar 81 med henblik på at vurdere urbaniseringens indflydelse på biotopmønstret. Denne delundersøgelse er dog ikke medtaget i den her foreliggende rapport. Områdernes nøjere placering er angivet i tilknytning til kortet fig. 2.11 og tabel 2.4.

Feltundersøgelsen omfattede indhentning af data vedrørende to emner:

1. Småbiotopernes udbredelsesmønstre, samt biologiske forhold i den enkelte biotop.
2. Landbrugsstrukturen i de udvalgte områder.

4.1 SMÅBIOTOPREGISTRERINGEN

KALKER

På grundlag af fly-fotos og kortmanuskripter (1 : 10 000) tegnedes kalker (ligeledes 1 : 10 000) over de udvalgte områder med angivelse og nummerering af samtlige herpå forekommende biotoper.

Hvert område blev herefter besøgt af et hold på 2 personer, og de enkelte biotoper opsøgtes. Vandringen mellem de på forhånd optegnede biotoper sikrede ikke blot, at biotoper, der på forhånd kunne identificeres på kort eller foto, blev fundet og beskrevet, men også at de øvrige, først i felten registrerede småbiotoper blev inddraget i undersøgelsen.

BIOTOPSTATUS

Ved besøget i felten kunne der endvidere indsamles oplysninger om biotopernes status, hvorved forstås synlige tegn på antropogen påvirkning f.eks. eventuel tilstedeværelse af affald, vildtpleje-foranstaltninger, afsvedning m.m.

Endelig gav feltarbejdet en forhåndsviden, som var nødvendig at have ved de efterfølgende interview med berørte landbrugere i området.

FELTSKEMAET

I felten udfyldtes for hver biotop et standardiseret notatskema (i bilag 2 er vist et udfyldt eksempel). Dette omfatter udover

angivelse af biotoptype i henhold til den foran beskrevne biotoptypeklassifikation følgende forhold, som skal nøjere kommenteres i det følgende:

1. Biotopens UTM-koordinater
2. Biotopens dimensioner
3. Arealfordelingen indenfor de areelle biotoper
4. Eventuel vandflades størrelse og vanddybde
5. Karakteristik af eventuel træ- og buskvegetation
6. Eventuel iagtagelse af antropogen påvirkning
7. Områdets jordbundstype efter Den Danske Jordklassificering (DDJ)
8. Biotopens tilgængelighed.

UTM-KOORDINATER

For hver biotop påførtes skemaet et biotopnummer samt en angivelse af dens lokalisering v.hj. af UTM-kooridnater målt med 1 mm nøjagtighed på kortkalken (svarende til - 10 m i felten).

Der angaves ét sæt UTM-koordinater pr. biotop. Areelle biotoper koordinatsattes udfra deres arealmidte. Linieformede biotoper koordinatsattes udfra midten af det registrerede biotopstykke. For disse angaves endvidere en orientering efter en 8-trinsskala (N, NØ..., V, NV).

Generelt er benyttet UTM-nettets zone 32 med extrapolation i zone 33. I områderne 1,2,8 og 9 er dog benyttet koordinaterne i zone 33 (jvf. kommentarerne til kortet fig. 2.11 og tabel 2.4).

DIMENSIONER

Hver biotops maksimale længde, bredde, skønnede areal og gennemsnitlige niveauforskel i forhold til de omgivende marker (for linieformede biotoper angivet for hhv. højre og venstre side i forhold til biotopens orientering) måltes v.hj. af favnemål, målepind eller afskridtning. Længde-, bredde- og arealdimensioner på større biotoper, som det kunne konstateres var ændret i forhold til kortmanuskriptet eller sidste flyfoto-optagelse, opmåltes ligeledes i felten. Hvorimod arealerne på de større biotoper, der med sikkerhed kunne konstateres at have været uændret, senere opmåltes v. hj. af millimetertransparent på kort eller foto i laboratoriet.

AREALFORDELING

Areelle biotopers areal underopdeltes i følgende arealtyper:

Åbent vand

Rørsump

Ved-vegetationsdækkede arealer

Tørre arealer uden ved-vegetation

Arealtypernes udbredelse skønnedes i felten som procentdele af det samlede biotopareal (skønnet til nærmeste multiplum af 5 (5%, 10%, 15% .....).

VANDFLADE

Eventuel vandflades længde, bredde, dybde (efter en 3-delt skala: 1) mindre end 1/4 m, 2) 1/4 - 1 m eller 3) over 1 meters dybde).

TRÆ- OG BUSKVEGETATION

For samtlige træ- og buskbevoksede biotoper er noteret ved-vegetationens højde (for de areelle både den gennemsnitlige og den maksimale højde) samt de dominerende arter. Arterne er bestemt efter enten Rostrup Jørgensen (1969) eller Vedel og Lange (1958).

I et udsnit af biotoperne er foretaget en grundigere ved-vegetationsanalyse. Disse blev foretaget:

- Over 40 m's strækninger for hver 400 m registreret hegn. Indenfor disse 40 meter blev noteret hvilke arter, der optrådte i tværsnit, (skud i "snitfladen") lagt for hver anden meter hen igennem analyse-strækningen. (Denne metode er nøjere beskrevet hos Agger og Jensen, (1982) og i fig. 7.1).

- I hver femte registrerede areelle biotop er ved-vegetationen analyseret på tilsvarende vis. Analysen blev her foretaget for hver anden meter langs to linier lagt vinkelret på hinanden; den ene i biotopens længste diagonal, den anden som den længst mulige vinkelrette herpå. (Se fig. 4.1).

Fig. 4.1

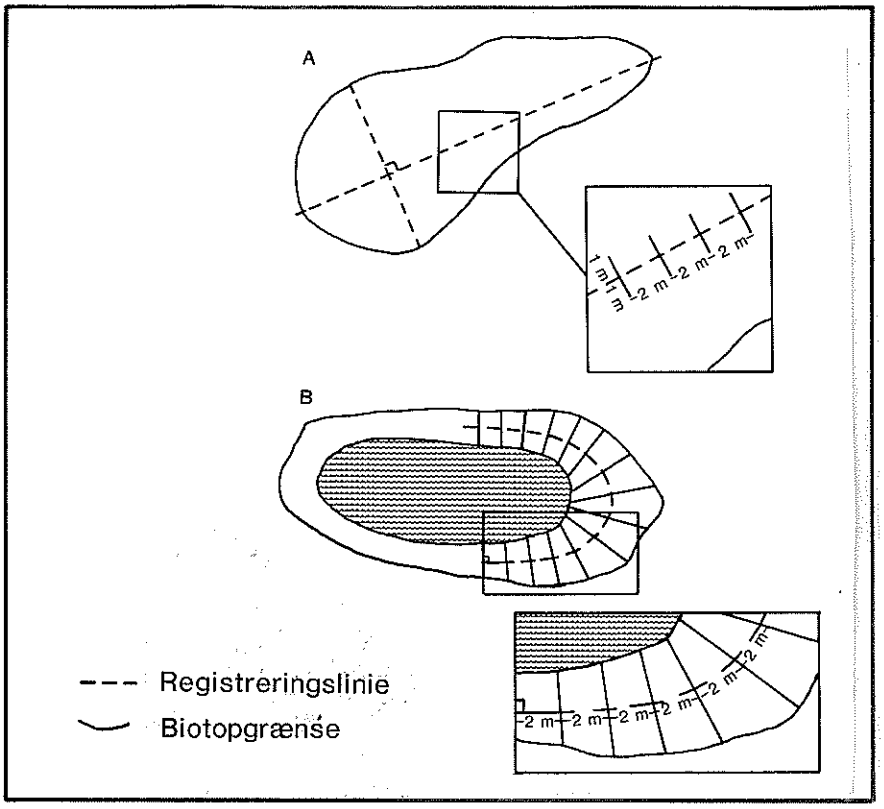


Fig. 4.1 Placering af ved-vegetationsregistreringslinier i en areel biotop:

For hver anden meter i registreringslinien lagdes en vinkelret linie 1 m ud på hver side af registreringslinien, og arter hvis skud blev antruffet i dette "snit", noteredes.

Omkring vandflader hvor dette ikke har været muligt, er istedet halvdelen af bredden blevet analyseret i "tværsnit" for hver anden meter, i princippet på samme måde som beskrevet under hegn. (Se iøvrigt fig. 4.1).

Vegetationsanalysens data fremstår således som en skudfrekvens for de antrufne arter summeret over en entydigt defineret strækning, med en beliggenhed der skulle kunne opfange den evt. differentiering i artssammensætning, der måtte knytte sig til biotopens interntstrukturelle opbygning.

ANTROPOGEN PÅVIRKNING

Biotopens grad af opfyldning med forskellige former for affald (marksten, jordaffald, grenaffald, andet produktionsaffald) samt påvirkning i forbindelse med afbrænding, fældning og slåning noteredes. Mængden af affald eller omfanget af påvirkning skønnedes som værende h.h.v. "konstaterbar", dæk-

kende "1/20 -1/3" eller dækkende "mere end 1/3" af biotopen. Endelig noteredes eventuel påvirkning med sprøjtemidler, foderforanstaltninger til vildt, indhold af el-master og i en særlig rubrik eventuelle andre bemærkninger.

JORDBUNDSTYPE

Informationer om jordbundstypen blev efterfølgende i laboratoriet hentet fra den ekstrapolation, der knytter sig til DDJ's jordbundsklassificeringskort.

TILGÆNGELIGHED

Biotopens tilgængelighed blev vurderet som enten I) "umiddelbar tilgængelighed" d.v.s. grænsende direkte op til offentlig vej, II) "indirekte tilgængelig" d.v.s. i direkte eller indirekte kontakt med anden biotop som grænser op til offentlig vej eller III) "utilgængelig" d.v.s. uden direkte (biotop-) forbindelse til offentlig vej (se fig. 4.2).

Fig. 4.2

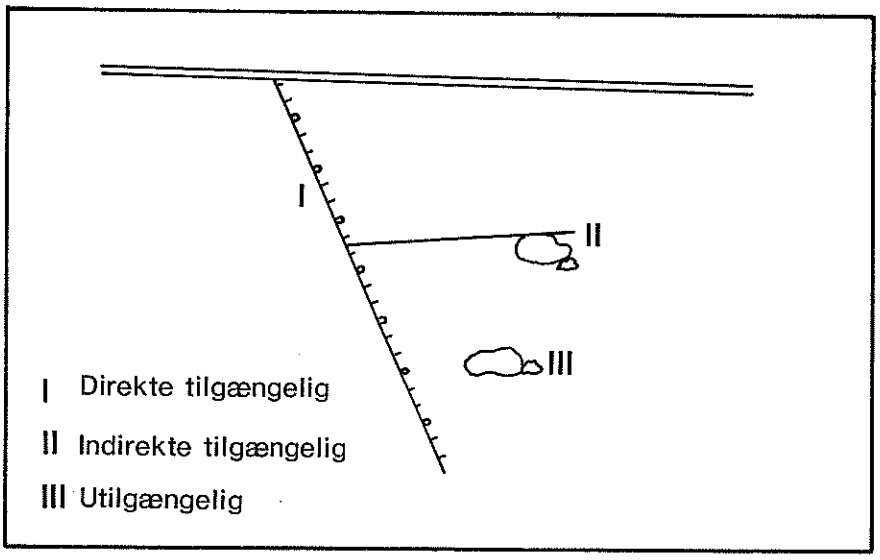


Fig. 4.2. Klassifikation af tilgængelighed.

4.2 LANDBRUGSSTRUKTURUNDERSØGELSELSEN

Formålet med strukturundersøgelsen var at indsamle oplysninger om en række produktionsmæssige forhold med formodet småbiotoppåvirkende betydning.

I forbindelse med feltarbejdet er dette søgt indfriet gennem en interviewundersøgelse blandt landbrugerne, der benytter de jorde, de registrerede biotoper er beliggende på.

Ved udarbejdelsen af interviewskemaet søgtes

opnået en balance mellem på den ene side de mange forhold som ideelt kunne ønskes belyst, og på den anden side kravet om en relativ kort varighed af det enkelte interview.

INTERVIEWS

Der udarbejdedes et standardiseret interviewskema (et udfyldt eksempel er vist i bilag 3), ved hjælp af hvilket der kunne etableres en overordnet karakteristik af de respektive landbrugs størrelse, driftsform, m.v., og hvorigennem oplysninger om biotopernes funktion samt landmændenes eventuelle planer om fjernelse af småbiotoper kunne opsamles.

Interviewene gennemførtes ved personlig henvendelse til den enkelte landmand. For at sikre ensartethed i spørge- og notatteknik benyttedes hold på to personer med skiftende personkombinationer.

DRIFTSFORM

Der lagdes særlig vægt på belysning af den aktuelle driftsform (bedriftsstørrelse, forpagtning, afgrødesammensætning, antal marker, besætning, maskinpark, vandingsforhold, jagtforhold) og de seneste ændringer heri, samt på en belysning af hver enkelt tilliggende biotops historie og funktion og eventuelle planer i forbindelse med den enkelte biotops videre skæbne.

Landmænd med kun en del af deres jordtilliggende indenfor undersøgelsesområdets grænser er kun blevet interviewet om eventuelle biotoper indenfor området, medens de øvrige oplysninger vedrørende bruget angår hele bedriften.

I forbindelse med interviewene indtegnedes på kortkalker i 1 : 10 000 de interviewedes jordtilliggender, idet der skelnedes mellem ejendomsjord og forpagtet jord. Senere blev størrelsen af de arealer den enkelte bedrift havde indenfor undersøgelsesområdet opmålt ved digitalbord eller med millimeter transparent.

Det var imidlertid aldrig, selv efter gentagne henvendelser, muligt at få samtlige mulige interviews i et område gennemført. I alle områder har det dog været tilstræbt at mindst 75 % af de analyserede landbrugsareal i området skulle være dækket ind med interviews.

BELIGGENHEDSTYPE

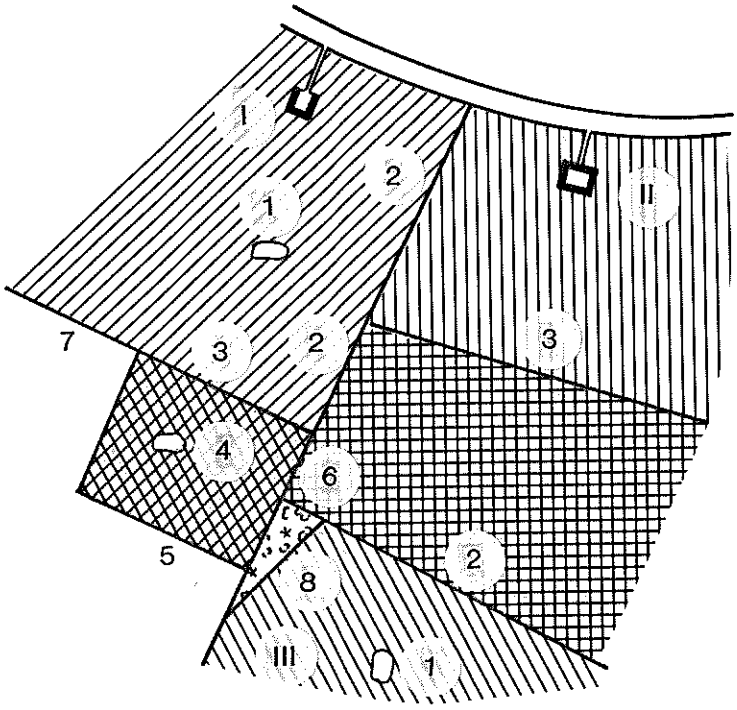
I tilknytning til interviewundersøgelsen registreredes endvidere de enkelte biotopers beliggenhed i forhold til ejendomsskel. Dette foretoges udfra en formodning om, at biopers funktion som "markør" af ejendommenes

beliggenhed, er en væsentlig faktor med indvirkning på biotopmønstrets udviklingstendenser.

Beliggenhedstyperne er opgjort således, at de udtrykker den enkelte biotops lokalisering i forhold til den relevante bedrifts jordtilliggende. Der opereres med 8 beliggenhedstyper som det fremgår af fig. 4.3.

Opdelingen er delvist datateknisk begrundet udfra ønsket om at kunne udskille skelbiotoper, der optræder i flere interviews.

Fig. 4.3



Ejendom I's selvdyrkede jord

Ejendom I's forpagtede jord

Ejendom II's selvdyrkede jord

Ejendom II's forpagtede jord

Ejendom III's selvdyrkede jord

Jord tilhørende ikke-interviewet ejendom

BIOTOPBELIGGENHEDSTYPER MELLEM 3 EJENDOMME (I-III)

1 Beliggende inde på "interviewet ejendoms selvdyrkede jord", hvorved forstås arealer, der dyrkes af den pågældende bedrifts ejer - i modsætning til forpagtet jord
2 Beliggende i ejendomsskellet mellem to "interviewede ejendommes selvdyrkede jorde" eller mellem "interviewet ejendoms selvdyrkede jord og anden ejers forpagtede jord"
3 Beliggende mellem en "interviewet ejendoms selvdyrkede jord" og jord som samme har i forpagtning
4 Beliggende inde på forpagtet jord
5 Beliggende mellem forpagtet og "ikke-interviewet ejendom"
6 Beliggende mellem to forpagtninger med hver sin forpagter
7 Beliggende mellem "interviewet ejendoms selvdyrkede jord" og "ikke-interviewet område"
8 Anden beliggenhedsform

Fig. 4.3. Klassifikation af småbiotopers beliggenhed i relation til ejendomsforholdene.

4.3 DEN HISTORISKE REGISTRERING

UNDERSØGELSES OBJEKT

Objektet for den historiske registrering har som i feltregistreringen været de permanent uopdyrkede arealer under 2 ha i agerlandet.

MÅL

Og målet for registreringen har været dels at kunne beskrive de kvalitative og kvantitative ændringer i biotopmønstret (den samlede biotoptæthed, tætheden af de enkelte biotoptyper og eventuelle ændringsrater i disse) dels at kunne beskrive typiske udviklingsforløb - biotopskæbner - for udvalgte almindeligt forekommende biotoptyper.

EMPIRISK GRUNDLAG

Det empiriske grundlag for den historiske analyse har været Geodætisk Instituts målebordsblade og 4-cm-kort samt flyfotos fra årene 1954 og 1967 (i et område dog 1971). Oplysninger om biotopernes nyere historie er også indsamlet i tilknytning til interviewundersøgelsen, men da denne informationskilde har en meget sporadisk karakter, har den ikke kunnet inddrages i den generelle analyse. Disse oplysninger vil ikke blive behandlet her, men kun lejlighedsvis blive inddraget i diskussionen i et efterfølgende kapitel

Den historiske analyse er gennemført for 5 af områderne, hvor der for hver er gennemført analyse for 7 registreringsår baseret på følgende materiale:

MATERIALE VALG

Målebordsblade fra	1863-96, 1896-23 og 1931-46
Flyfotos fra	1954 og 1967/(71)
4-cm-kort fra	1973-76
Feltregistrering fra	1981

Af de 5 områder er 2 beliggende på Sjælland, 1 på Fyn, 1 på Lolland og 1 på Falster.

I de enkelte områder ville en inddragning af yderligere materiale have været mulig, men på grund af dettes forskelligartethed fra område til område, ville det som regel ikke umiddelbart kunne indgå i sammenligninger/opgørelser af flere områder.

4cm-kortene er medtaget udfra ønsket om at kunne afprøve overensstemmelsen mellem oplysninger, stammende fra h.h.v. kort-,foto- og feltanalyser, og ønsket om netop at vurdere 4cm-kortenes validitet, idet disse udgør den mest udbredte og lettest tilgængelige kilde til informationer om agerlandet indhold af småbiotoper.

4.3.1 METODISKE PROBLEMER I DEN HISTORISKE ANALYSE

Inden beskrivelsen af arbejdsgangen i den historiske registrering skal en række metodiske og definitoriske problemer (og disses løsning), som rejser sig, når feltiagttagelser skal kunne kobles med historiske data, diskuteres.

4.3.1.1 Registreringsstil

FÆLLES REGISTRERINGSSTIL

For det første har de mange tolknings- og registreringsmuligheder, der ligger i den historiske analyse , gjort det nødvendigt for projektets deltagere at oparbejde en fælles "registreringsstil". Først efterhånden som arbejdet er skredet frem, har denne kunnet udmønte sig i en standardiseret procedure for registreringen af de almindeligst forekommende historiske udviklingsforløb.

Disse forhold har virket tilbage på feltregistrering og interviewundersøgelsen, idet det i flere tilfælde har ført til efterfølgende registreringstekniske korrektioner.

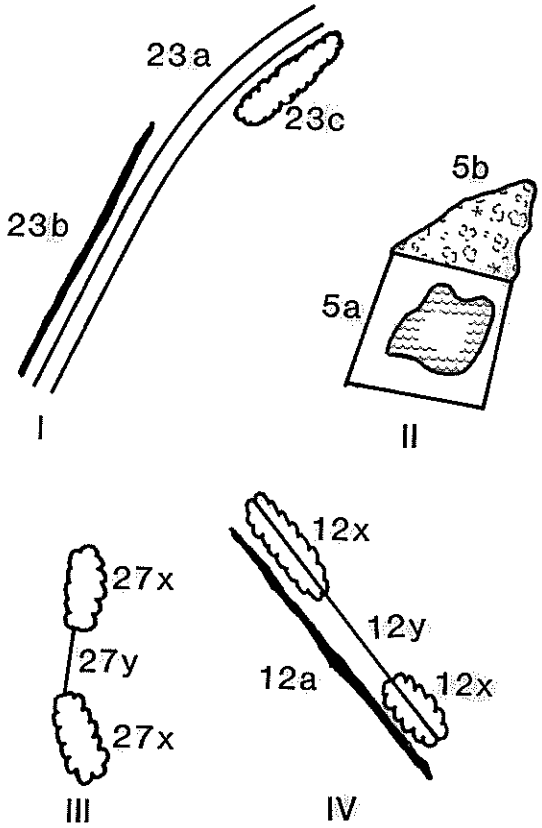
4.3.1.2 Biotopkombinationer

OPDELING I HISTORISK KONSISTENTE BIOTOPER

For det andet har det været nødvendigt med en yderligere detaljering/opdeling af biotoperne for så vidt muligt at opnå, at én og samme biotop undergik én skæbne i løbet af undersøgelsesperioden, fremfor at forskellige dele at biotopen havde forskellige forløb. Denne tilstræben efter at operere med "historisk konsistente" biotop-individer har ført til en yderligere forfining af det allerede i forbindelse med feltmetodikken udviklede system, hvorefter en enkelt biotop kunne opdeles i delbiotoper.

Bogstaverne a,b,c,...h benyttes til at markere biotoper , der, samtidigt med at de er selvstændige kvalitativt forskellige enheder, udgør en del af en fælles biotopstruktur. Et hegn og en grøft, der begge grænser op til samme vejrabat vil have samme biotopnummer men forskellig bogstavbetegnelse. (Se fig. 4.4.I).

Fig. 4.4



I og II: Registrering af den geografiske sammenknytning af forskellige biotoptyper sikres ved hjælp af bogstavbetegnelsen a, b-h.

III: Linieformede biotoper med hyppige typeskift (især åbne, brudte hegn, der registreres som vekslende hegn og skel) registreres som to biotoper med betegnelserne x og y, hvis samlede længde angiver hele serie-biotopens længde.

IV: Registreringsmetoderne kan bruges sammen, hvorved der datamæssigt kan holdes styr på f.eks. længden af lineære strukturer i landskapet.

4.4 Registreringsmetodik for sammensatte biotoper (biotopkombinationer).

En areel struktur, der består af flere biotoptyper grænsende op til hinanden, vil være nummereret på samme måde. F.eks. en mergelgrav og en beplantning. (Se fig 4.4.II).

Bogstaverne x,y benyttes, hvor der i en linieformet struktur indgår to biotoptyper, beliggende i forlængelse af/blandet indimellem hinanden. Et typisk eksempel vil her være et skel, der er under spredt tilgroning med træer og buske og således består af afvekslende strækninger af biotoptyperne hegn og skel. Disse vil have samme nummer men forskelligt bogstav. (Se fig. 4,4,III).

Betegnelserne a,b,c,...h og x,y kan benyttes sideløbende, f. eks. hvor et kun delvist bevokset dige forløber langs en grøft. (Se fig. 4,4,IV).

Anvendelsen af disse betegnelser og den dermed foretagne skelnen mellem de to typer af beliggenhed skyldes ønsket om at kunne opgøre:

1. Længden af lineære strukturer i landskabet. Her skal kun den længste af f.eks. la, lb eller (lx+ly) medregnes.

   Ved opgørelse af antallet af areelle biotoper benyttes antallet af biotopnumre, idet sammensatte biotoper der består af a-, b-...-dele i dette tilfælde regnes som en biotop.

2. Antallet/arealet/længden af en bestemt biotoptype. Her er det nødvendigt at kunne differentiere mellem biotoptyperne i den enkelte sammensatte biotop, f.eks. kunne udskille den del af biotopen 1 der udgøres af hegn (lx).

4.3.1.3 Biotyper der ikke er omgivet af agerland

For det tredie har indførelsen af den historiske dimension i analysen nødvendiggjort en modificering af småbiotopdefinitionen ved indførelse af begrebet "indlejrede småbiotoper". D.v.s. småbiotoper, der i en del af analyseperioden var beliggende indeni en anden biotop eller i et ikke landbrugsmæssigt benyttet areal. I forbindelse hermed har det endvidere været nødvendigt at inddrage også biotoper over den for feltarbejdet valgte øvre grænse på 2 ha.

Småbiotoper kan være rester af store- f.eks. kan et vandhul, der idag ligger midt på en mark, tidligere have været en del af en større mose. Modsat kan småbiotoper, der tidligere har eksisteret som sådanne, senere være blevet "opslugt af enten en biotop over 2 ha eller af et byområde."

Såfremt feltregistreringens størrelseskriterium og kriteriet om, at området skal være omgivet af dyrkede marker for at kunne betragtes som "småbiotop" opretholdes i den historiske registrering, vil sådanne biotoper fejlagtigt blive opfattet som opstået på et tidspunkt, hvor de reelt blot er faldet indenfor undersøgelsens kriterier. Modsat ville biotoper kunne opfattes som nedlagte, hvor der blot er tale om, at de er indgået i en arealkategori, der ikke har været omfattet af feltregistreringen.

I den videre analyse af materialet har det derfor været nødvendigt at kunne skelne mellem nedenstående årsager til biotopers opståen eller forsvinden ud af kategorien "agerlandets småbiotoper":

ÅRSAGER TIL "OPSTÅEN"

Årsager til "opståen"

1. Biotopen har eksisteret som småbiotop allerede ved 1. registreringsår.
2. Biotopen er anlagt senere på tidligere agerland.
3. Biotopen har eksisteret som biotop over 2 ha, men er senere blevet formindsket til under 2 ha (evt. opdelt, f.eks. ved at flere lavtliggende dele af en mose ligger tilbage som mosehuller efter en tørlægning og opdyrkning).
4. Biotopen har været indlejret i en anden småbiotop eller arealkategori (f.eks. grøft i en mose), men har senere fået selvstændig status (f.eks. ved bevarelse af grøften ved mosens inddragelse til agerland).

ÅRSAGER TIL "FORSVINDEN"

Årsager til "forsvinden":

5. Biotopen er slettet og erstattet af agerland
6. Biotopen er indlejret i en anden småbiotop.
7. Biotopens areal er forøget til at være over 2 ha., eller den er "smeltet sammen med" en biotop på over 2 ha.
8. Biotopen er indgået i urbaniseret område.

Såfremt et sandt billede af udviklingnen skal kunne tegnes, er det således nødvendigt i forbindelse med tilfældene 3,4 og 6-8 at kunne afgøre, om der er tale om en faktisk ændring, eller om der er tale om fortsat eksistens blot i nye omgivelser.

Z OG U BIOTOPER

Som det vil fremgå af den senere gennemgang af arbejdsgangen i den historiske registrering er sådanne ændringer blevet fastholdt i registreringen gennem indførelse af bogstavbetegnelserne Z og U.

Bogstavet Z anført ved en småbiotop, markerer at pågældende biotop eksisterer men indgår i en anden biotop, evt. større end 2 ha.

Bogstavet U markerer på samme måde, at biotopen er faldet ud af det primære undersøgelsesareal - agerlandet - men fortsat eksisterer i forbindelse med bebygget (urbant) område.

Da udgangspunktet er agerlandets småbiotoper, registreres U- og Z- biotoper kun, hvis de på et tidspunkt indenfor den samlede undersøgelsesperiode har været omgivet af agerland. En skovsø, der gennem hele perioden har været skovsø, er således ikke registreret selvstændigt, men er indeholdt i arealkategorien "skov".

For linieformede biotoper gælder der det specielle forhold, at en større eller mindre del af den enkelte biotop i en periode kan indgå i - eller grænse op til - en af de nævnte områdetyper. I den historiske registrering kan det derfor have været nødvendigt at dele sådanne biotoper op i to dele: Et "almindeligt" og et U-(eller Z-) stykke.

4.3.1.4 Ændringer i det dyrkede areal

ÆNDRINGER I DET DYRKEDE AREAL

For det fjerde har ikke bare småbiotopernes størrelse, antal og type, men også arealet af den dyrkede jord i undersøglesesområderne ændret omfang gennem undersøgelsesperioden. Ved opgørelsen af biotoptætheden (summeret biotopareal-, antal- eller længde pr. km²) til forskellige tidspunkter og ved bedømmelse af de økologiske konsekvenser af et eventuelt fald i denne, har det derfor været nødvendigt at kende den overordnede arealanvendelse i områderne. Landbrugsarealets størrelse og karakteren af den øvrige arealanvendelse må derfor opgøres for de pågældende årstal.

SAMLET AREAL-OPGØRELSE

Samtlige arealtyper er derfor opgjort i forbindelse med den historiske registrering for de undersøgte år. Følgende arealkategorier er benyttet:

1. Småbiotoptyperne
2. Biotoper over 2 ha. (klassificeret efter samme typer)
3. Urbaniseret område (incl. haver, gårdspladser m.v.).

Bogstavkombinationen U Z er i denne forbindelse benyttet til at karakterisere arealer over 2 ha, hvor mindre end 2 ha er beliggende indenfor området. Dette er nødvendigt for datamæssigt at kunne adskille disse arealer fra småbiotoper.

Sidstnævnte medfører, at selv en enkelt gård er kategoriseret som "urbaniseret areal" - også selv om den er omgivet af agerland. Alle arealer er som småbiotoperne, registreret med løbenummer, type, areal og UTM-koordinater.

4.3.1.5 Tillempning af rabatter og biotoptype

For det femte har kortsignatur- og flyfototolkningsmulighederne nødvendiggjort en modificering og tillempning af nogle af de definitioner på småbiotoptyper, som lå til grund for feltundersøgelsen.

OMDEFINERING AF "VEJE"

Et specielt problem udgøres her af vejene/rabatterne. I feltregistreringen anvendtes følgende typificering:

Rabatter (uopdyrkede arealer på- eller langs veje):

00 Græsvej

01 Rabat ved grusvej

02 Rabat ved fast vej

Ved fotoregistreringen havde det været muligt at opretholde denne typificering - omend det havde indebåret tolkningsmæssige vanskeligheder. Men på kortene er det umuligt. de forhold, der bestemmer klassificeringen af vejene er her andre end de økologisk begrundede kriterier, der benyttedes ved feltregistregingen. Der er derfor benyttet en anden klassifikation i den historiske analyse:

Fig. 4.5

TYPE	MÅLEBORDSBLADE	4 CM-KORT
02	Motorvej	Motorvej
	Hovedvej	Offentlig vej, 6 m og derover
	Landevej med kilometersten	
01	Offentlig bivej, god	Offentlig vej, 3-6 m, god
	Offentlig bivej, mindre farbar	Offentlig vej, under 3 m eller dårlig
	Offentlig markvej	
	Privat færdselsvej	Privat vej, god
00	Markvej	Skovvej eller privat markvej

Fig. 4.5 Klassifikation af veje i den histoske analyse.

Ved fotoregistreringen er ovenstående typificering også benyttet. De få nytilkomne veje i denne periode har alle skønsmæssigt kunnet indplaceres.

Feltregistreringens typificering kan imidlertid ikke jævnføres med den historiske registrerings typificering. Det har derfor ikke været muligt at føre opgørelsen af veje/rabatter helt frem til og med feltregistreringen.

4.3.2 Arbejdsgangen i den historiske registrering

MODSÆTNINGER I BIOTOP-UDVIKLINGEN

Udviklingen i agerlandets indhold af småbiotoper er sammensat af mangfoldige, til dels indbyrdes modsatrettede tendenser. Biotoper oprettes og nedlægges. Visse biotoper kan af sig selv - eller forceret - skifte type over en periode (f.eks. kan tilgroning ændre søer til moser, fældning ændre hegn til skel og manglende vedligeholdelse ændre diger til skel).

NETTO-OPGØRELSER

Komparativt-statistiske analyser, der leverer opgørelser over biotoptætheden til forskellige tidspunkter, kan derfor kun give et billede at netto-forskydninger i det samlede biotopindhold. Dette kan dække over langt større reelle ændringer i biotopindholdet indenfor det undersøgte område.

Det har imidlertid været ønsket at opnå et mere dækkende billede af den stedfundne udvikling,end netto-opgørelser kan give. Det har især været formodet at kendskab til de enkelte "biotop-skæbner" kunne give et mere nuanceret og forklarende bud på ændringernes årsager end de komparativt-statistiske opgørelser.

DEN ENKELTE BIOTOPS SKÆBNE

Derfor har der i undersøgelsen været lagt vægt på at følge den enkelte biotop. D.v.s. at det har været et krav til registreringen, at der har skullet kunne gøres rede for arealudnyttelsen til forskellige tidspunkter for en hvilken som helst lokalitet, der på mindst et tidspunkt (d.v.s. mindst ét kortfoto- eller i feltregistreringen) har optrådt i materialet som småbiotop.

Den historiske registrering har taget udgangspunkt i feltregistreringens data på biotopskemaerne (vedr. biotoptype, koordinater og udstrækning) og biotopernes indtegning på kortmanuskripterne.

NUMMERING

Hvert område og dettes fire felter er nummereret som vist på fig. 4.6 . Indenfor hvert felt, er hver enkelt biotop nummereret, som fremgået tidligere.

Et eksempel på registreringen indenfor et enkelt felt er vist i fig. 4.7

Fig. 4.6

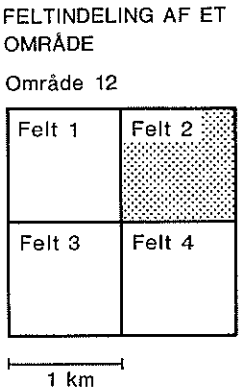


Fig. 4.7

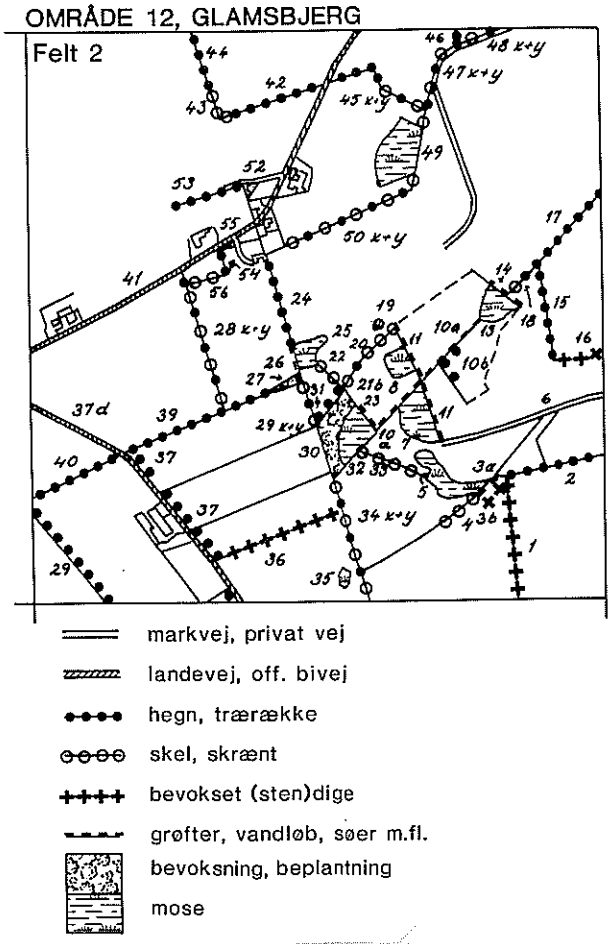


Fig. 4.6 og 4.7. Et eksempel på registrering (felt 2 i område 12, Glamsbjerg).

FELTREGISTRERINGENS INDPLACERING I DEN HISTORISKE REGISTRERING

Indledningsvis er de enkelte biotoper der er observeret under feltarbejdet blevet optegnet i et skema (se fig. 4.8) med angivelse af biotopnummer (i kolonnen "løbenummer" yderst til venstre), samt yderst til højre i rubrikken for 1981 biotoptypens kode (i kolonne "T") og biotopens karakteristik, d.v.s. et mål for dens udstrækning (linieformede biotopers længde og areelle biotopers areal i h.h.v. meter og kvadratmeter) i kolonne "K1". For linieformede biotoper angives yderst til højre en retning, som omtalt i 4.1. For sammensatte biotoper indenfor a-h, X-Y, Z og U systemerne kan der være brug for mere end én karakteristik. Derfor benyttes både søjlerne k1 og k2, idet en efterfølgende databehandling sørger for den nødvendige opløsning i delbiotoper. Denne sørger også for tilknytning af koordinater fra feltregistreringen. På denne måde opnås en eentydig forbindelse mellem dette skema for den historiske registrering og feltregistreringens biotopskema med samt dettes øvrige oplysninger om biotopen, herunder dens koordinatsætning.

Fig. 4.8 viser hvorledes en del af biotoperne i felt 2 i område 12 (Glamsbjergområdet) er indført i skemaet. Eksempelvis biotop nr. 43, der er et skel ("T" = 04) på 90 meter (K1 = 90). Efter indplaceringen af data vedrørende feltregistreringens biotoper indføjes alle arealer, der ikke er agerland eller småbiotop. Disse generelle arealklasser (typisk bebyggelse og skov/moser over 2 ha) tildeles et nummer og koordinater, typebetegnelse og areal, der indføjes i skemaet. Type og areal anføres her i feltregistreringsåret, uanset at der reelt er tale om overførsel af arealdata fra 4-cm-kortene, altså fra perioden 1973-76. Opmåling af arealer er foretaget v.h.a. digitizer eller rudenet. Af fig. 4.8 fremgår,at der med løbenummeret 119 er registreret en byggelse (41) på 3400 m^2 med koordinaten 57505,612249 (idet kun de 2 sidste cifre i hver koordinat indføjes i rækken, mens resten at koordinaten fremgår at de overordnede data, der knytter sig til skemaet).

ÆLDSTE KORTBLAD

Derefter er det ældste kortblad analyseret, idet følgende forhold er registreret fra dette:

1. Tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse af en småbiotop eller anden arealtype end agerland på den pågældende lokalitet.

UTM	Zone: 32	
	længde	bredde
Omr: 12	575	6121
Felt 2	576	6122

Områdebet.: 12 Glamsbjerg

Dato: 1.8.-81
Reg.: J.B
Skemanr.: 8

Linie	Løbenummer	Kilde: M 355				Kilde: M3814				Kilde: M3814				Kilde: Flyfotos				Kilde: Flyfotos				Kilde: Flyfotos				Registrering				Retning
		År: 1865				År: 1923				År: 1946				År: 1954				År: 1971				År: 1974				År: 1981				
		UTM	T	K1	K2	UTM	T	K1	K2	UTM	T	K1	K2	UTM	T	K1	K2	UTM	T	K1	K2	UTM	T	K1	K2	UTM	T	K1	K2	
1	43	DG		60	30		45			YL		60	30										05	20			04	90		3
2	44		09				09				45				09				09				09				05	120		1
3	45 X	C124				C137	12	40Z		C137	12	40Z											46	40			05	40		4
4	45 Y	C124				C137	12	20Z		C137	12	20Z											46	40			04	40		4
5	46		12	20Z																							05	20		1
6	47 X	C124	08	40Z			12	30			12	30			04					20			12				05	40		1
7	47 Y	C124	08	20Z		C137	12	30Z		C137	12	30Z								40			12				04	20		1
8	48 A			308				730				730				730											00	500		1
9	48 X		08	40Z								20								20				80			05	40		1
10	48 Y		08	140Z							08	160								160							04	140		1
11	49			14900			30	6200			30																19	7000		0
12	50 X		09	140			09	160			09	160			09				09				09	160			05	100		2
13	50 Y	C49	12	120Z			12	100		C137	12	100Z			12				12				12	100			04	160		2
14	51																										00	40		3
15	52	C121				C121				C121													09	30			30	100		0
16	53		09				09				09																05	160		3
17	54		05				09				09																05	50		1
18	55		09	20			09	20			09	20			09	20											29	100		0
19	56																										04	60		3
20	119			2900				2900				3600														5.49	41	3400		0
21	120			1100		AH		400	40																	30.62	41	1800		0
22	121			3600		AP		1900	60			3700				5200				5200						40.64	41	6000		0
23	122							1800				1800														46.73	41	2700		0
24	123			2300		AP		2500	40			3000														27.06	41	10000		0
25	10	C127	12	400Z		C127	12	400Z		C127	12	400Z		C13	12	270Z							12	270Z			12	220Z		2
26	11	C 57	12	110Z																							12	140Z		4

Fig. 4.8

2. Eventuel forskel i biotype i forhold til den i 1981 registrerede type.
3. Eventuelle "ændringer" i karakteristikken (længde eller areal).

Disse observationer indføres i registreringsskemaets 1ste hovedsøjle (fig. 4.8, år 1865).

Som det fremgår af fig. 4.8 optræder eksempelvis biotop nummer 43 også på kortet fra 1865, men er her ikke angivet som skel. På den pågældende lokalitet er der godt nok angivet en biotop på 1865-kortet, men den er angivet som delvist et dige (D), delvist en grøft (G). Denne ændring er indføjet i skemaets søjle "UTM", som "DG", hvor "D" og "G" angiver at biotopen i dette år i modsætning til i dag bestod af h.h.v. dige og grøft. Betydningen af de benyttede bogstavkoder fremgår af oversigten sidst i kap. 3. Udstrækningen af disse "nye" biotoptyper er i den nævnte rækkefølge angivet i søjlerne K1 og K2 som h.h.v. 60 meter (dige) og 30 meter (grøft).

Kan mere end 2 biotoptyper observeres på 1865-kortet,er et nyt tillægsnummer(f. eks. 43 A) blevet oprettet, således at tilknytningen til biotopens UTM-koordinater (indmålt ved feltregistreringen) er bevaret.

Er biotopen ikke tilstede på det pågældende kortblad noteres intet, men koden anføres i T søjlen for det første registreringsår den optræder. Det ses i fig. 4.8 at gælde for biotop 51.
Såfremt hele biotopen type og/eller karaktermæssigt er uændret i forhold til feltregistreringsåret, er der ikke blevet anført noget i den/de pågældende rubrik(ker), idet den/disse efterlods automatisk er udfyldt med feltregistreringsårets data.

Har biotopen i ældre tid været sammenhængende med en anden benyttes en henvisningskode efterfulgt af et biotopnummer. Eksempelvis ses i fig. 4.8, at biotopnummer 52, der i 1981 var en bevoksning (3o) og i 1974 var et bevokset dige (09) på målebordsbladene at være en del af biotop 121 (C121).

Herefter er med fortløbende nummerering registreret UTM-koordinater og hovedkarakteristika for samtlige de småbiotoper, der derudover er angivet på det ældste målebordsblad, men som ikke optræder i nogen form i feltregistreringen. For disse er endvidere registreret koordinater, samt for de linieformedes vedkommende også retning.

Biotopregistreringen efterfølges af en gennemgang af de eventuelle typemæssige og/eller areelle afvigelser, der kan registreres for de generelle arealklasser, der er optegnet i forlængelse af biotopoplysningerne for feltregistreringsåret. Endelig registreres de generelle arealklasser, der ikke er noteret som arealklasser i feltregistreringsåret. Nogle af disse vil dog være at finde blandt småbiotoperne (f. eks. hvor et registreret mosehul er et levn fra en tidligere større mose).

SENERE KORT OG FOTOS

Dernæst er det næst-ældste målebordsblad analyseret, idet først ændringer i forhold til 1981 registreringen noteres op. Dernæst ændringerne i forhold til de af det ældste kortblads småbiotoper, der ikke er fundet i 1981. Registreringen af kortbladet afsluttes med registrering af de biotoper, der hverken fandtes i 1981 eller på det ældste kortblad, samt en analog registrering af generelle arealklasser.

Proceduren gentages med de følgende kortblade og flyfotos. I forbindelse med indtastningen af de historiske data omformes disse til en enklere, men mere pladsrøvende form, idet f.eks. "delte" biotoper opløses i selvstændige biotoper, der dog stadig holdes sammen gennem fælles biotopnummer. Ligeledes omformes Z og U-markeringerne til et entydigt typesystem efter følgende retningslinier, hvor x står for den angivne type:

xZ omformes til x + 50

xU omformes til -x

xUZ omformes til -x - 50

99 er en henvisningskode til den biotop, der i så fald angives i karakteristikken.

I fig. 4.9 er vist, hvorledes de i fig 4.8 angivne historiske data ser ud, når de i forbindelse med indtastningen er omformet og gjort klar til overførsel til databasen.

Fig. 4.9

SKEMANUMMER : 8
OMRAADENUMMER: 12
FELTNUMMER : 2
REGISTRATOR : JESPER BRANDT

·SØJ:	23	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
RØK	NR.	RT	UTM		1865		1923		1946		1954		1971		1974		1981	
1	430	0	0	0	8	60	45	90	9	60	4	90	4	90	5	20	4	90
2	430	0	0	0	12	30	0	0	45	30	0	0	0	0	0	0	0	0
3	440	0	0	0	9	120	9	120	45	120	9	120	9	120	9	120	5	120
4	458	0	0	0	99	1240	99	1370	99	1370	5	40	5	40	46	40	5	40
5	458	0	0	0	0	0	62	40	62	40	0	0	0	0	0	0	0	0
6	459	0	0	0	99	1240	99	1370	99	1370	4	40	4	40	46	40	4	40
7	459	0	0	0	0	0	62	20	62	20	0	0	0	0	0	0	0	0
8	460	0	0	0	62	20	0	0	0	0	5	20	5	20	5	20	5	20
9	478	0	0	0	99	1240	12	30	12	30	4	40	5	20	12	40	5	40
10	478	0	0	0	58	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	479	0	0	0	99	1240	99	1370	99	1370	4	20	4	40	12	20	4	20
12	479	0	0	0	62	20	62	30	62	30	0	0	0	0	0	0	0	0
13	481	0	0	0	0	380	0	730	0	730	0	730	0	500	0	500	0	500
14	488	0	0	0	58	40	0	0	5	20	5	40	5	20	5	80	5	40
15	489	0	0	0	58	140	0	0	8	160	4	140	4	160	4	140	4	140
16	490	0	0	0	19	14900	30	6200	30	7000	19	7000	19	7000	19	7000	19	7000
17	508	0	0	0	9	140	9	160	9	160	9	100	9	100	9	160	5	100
18	509	0	0	0	99	490	12	100	99	1370	12	160	12	160	12	100	4	160
19	509	0	0	0	62	120	0	0	62	100	0	0	0	0	0	0	0	0
20	510	0	0	0	0	0	0	40	0	40	0	40	0	40	0	0	0	40
21	520	0	0	0	99	1210	99	1210	99	1210	30	100	30	100	9	30	30	100
22	530	0	0	0	9	160	9	160	9	160	5	160	5	160	5	160	5	160
23	540	0	0	0	5	50	9	50	9	50	5	50	5	50	5	50	5	50
24	550	0	0	0	9	20	9	20	9	20	9	20	29	100	0	0	29	100
25	560	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	60	0	0	4	60
26	1190	0	5	94	1	2900	1	2900	1	3600	1	3400	1	3400	1	3400	1	3400
27	1200	0	30	62	41	1100	41	400	41	1800	41	1800	41	1800	41	1800	41	1800
28	1200	0	30	62	0	0	5	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	1210	0	40	64	41	3600	41	1900	41	3700	41	5200	41	5200	41	6000	41	6000
30	1210	0	40	64	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	1220	0	46	73	0	0	41	1800	41	1800	41	2700	41	2700	41	2700	41	2700
32	1230	0	27	6	41	2300	41	2500	41	3000	41	10000	41	10000	41	10000	41	10000
33	1230	0	27	6	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	100	0	0	0	99	1270	99	1270	99	1270	99	130	62	220	62	270	62	220
35	100	0	0	0	62	400	62	400	62	400	62	270	0	0	0	0	0	0
36	110	0	0	0	99	570	0	0	0	0	62	140	62	140	0	0	62	140
37	110	0	0	0	62	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fig. 4.9 Kontroludskrift fra historisk registrering som vist i fig. 4.8.

ZOOM-STEREO TRANSFER-SCOPE

Registreringen er foregået ved hjælp af et såkaldt Zoom-Transfer-scope. Dette apparat er istand til at rette fly-fotos op og ændre målestok uafhængigt for de to kort, kort/foto eller fotos der iagttages. Disse kan således bringes til at falde overens på en sådan måde, at de kan betragtes samtidigt.

Uden dette udstyr ville den historiske registrering have været uoverkommelig, og især være forbundet med mange fejltolkninger af flyfotos.

OMFATTENDE

Den historiske registrering er som det fremgår meget omfattende og tidsrøvende. Blot en enkelt km² i eksempelvis Glamsbjergområdet har krævet over 500 omhyggelige observationer, hver med op til 4 kvantitative registreringer, hvortil kommer omfattende kontrolsøgninger. Dette er forklaringen på, at den oprindeligt planlagte historiske registrering af alle 13 feltregistrerede områder kun er gennemført for 5 områder. For de resterende 8 områder er den historiske registrering dog gennemført for feltregistreringsåret, hvilket betyder, at der også for disse områder er sikret oplysninger om de generelle arealklasser til brug for den sammenlignende arealanvendelsesstatistik. (Se kap. 4.5 og 6.1)

4.4 LAGRING AF DATA

Biotopprojektets centrale datagrundlag er som omtalt i de forrige afsnit baseret på 3 datakilder:

1. Biotopregistrering i felten
2. Interviews med ejere i registreringsområderne
3. Historisk registrering på basis af kort og flyfotos.

En samlet oversigt over biotopregistreringer, interviewdækning og registrering af historiske biotoper i de 13 undersøgelsesområder fremgår af tabel 4.1.

Det ses af denne, at der er foretaget ca. 1800 biotopregistreringer, 180 interviews og registrering af 1200 i dag ikke eksisterende småbiotoper i 5 af de 13 områder.

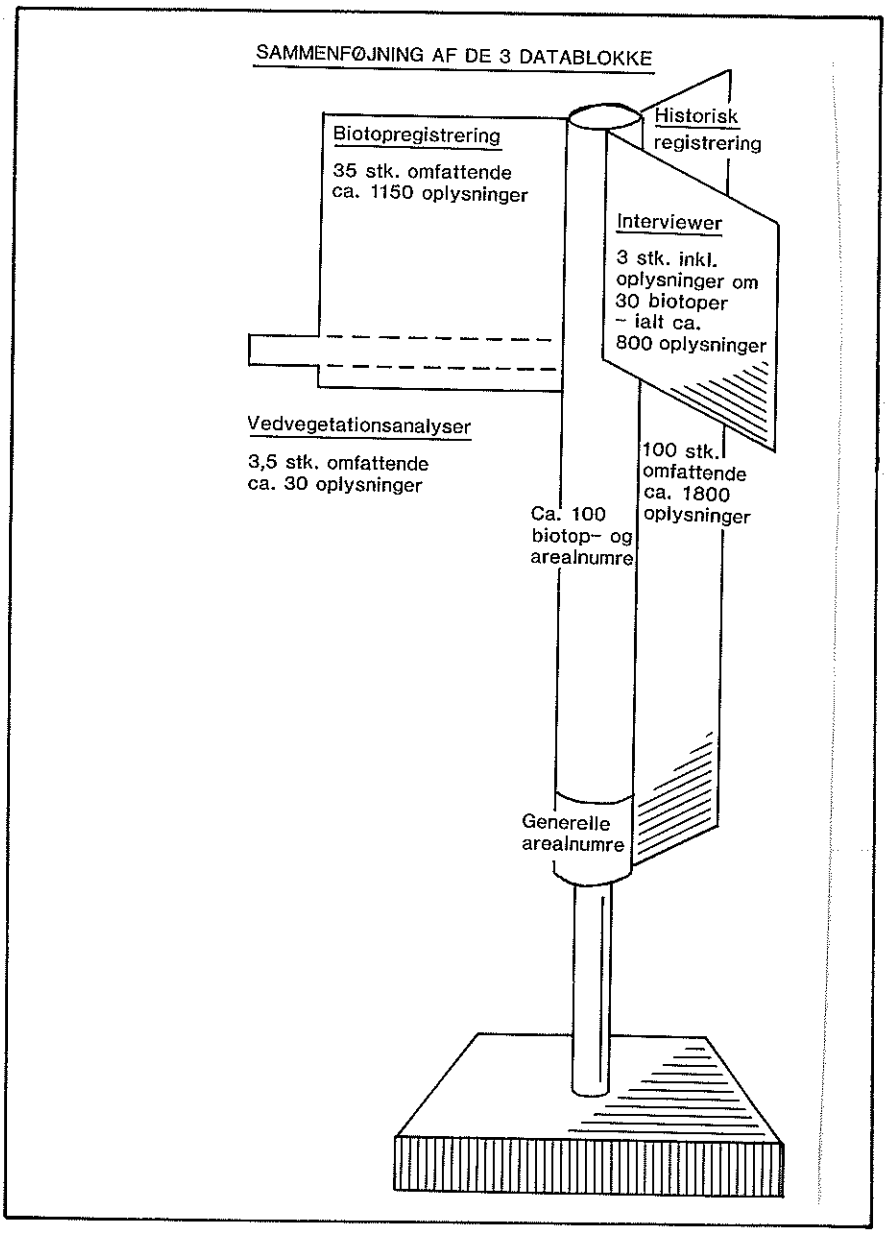
Tabel 4.1 Oversigt over biotopregistreringer, interviewdækning og registrering af historiske biotoper i de 13 undersøgelsesområder

Område:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	1-13	Gnst. pr. område
Biotopregistrering															
Antal reg. biotoper	154	123	161	164	113	101	69	122	176	91	201	213	116	1804	139
Antal areelle	43	39	80	63	17	25	15	26	29	38	32	50	49	506	39
Antal af areelle (ha)	1.19	7.92	11.41	14.44	3.59	5.04	1.41	3.58	8.17	1.14	3.50	9.90	11.16	82.45	6.36
Antal linieformede	111	84	81	101	96	76	54	96	147	53	169	163	67	1298	100
Længde af linieforde (km)	24.25	17.06	19.75	20.11	25.05	25.77	11.99	19.75	47.81	13.81	26.08	29.66	16.93	298.02	22.8
Interviewdækning															
Antal interviews	14	8	12	14	16	13	14	16	10	14	23	16	11	181	14
Samlet areal (ha)	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	5200	400
Landbrugsareal (ha)	364	387	321	376	389	379	342	373	384	383	384	379	388	4851	373
Dækket m. interview(ha)	254	253	263	292	277	306	279	296	339	257	252	315	302	3687	284
I % af landbrugsareal	70	65	82	78	71	81	82	79	88	67	66	83	78	76	76
Historisk registrering															
Antal nutidige biotoper	154	123	161	164	113	101	69	122	176	91	201	213	116	1804	139
Nutidige gen. arealer	30	7	21	32	19	13	29	14	7	29	44	28	13	286	22
Herudover historisk registrerede biotoper	.	211	.	.	.	.	.	.	138	421	.	297	133	(1200)	240

Foruden dette centrale datagrundlag kommer data fra den særlige regionale analyse baseret på oplysninger fra 4-cm-kort (se kap. 9) samt data knyttet til den overordnede regionalisering baseret på statistiske oplysninger om de øst-danske kommuner.

Den centrale datamængde er logisk knyttet sammen ved hjælp af biotopnummereringen. Sammenhængen er søgt anskueliggjort i fig. 4.10. Samtidigt illustrerer figuren den samlede datamængde, der optræder i gennemsnit pr. km².

Fig. 4.10



Der findes gennemsnitligt ca. 100 løbenumre i hver km² og alle disse indgår i den historiske registrering.

Heraf udgøres gennemsnitligt 6 numre af bebyggede arealer samt af biotoper over 2 ha. Disse anvendes i forbindelse med den generelle arealanvendelseskarakteristik for området.

Ca.60 numre er biotopnumre for biotoper, der ikke eksisterede på tidspunktet for feltregistreringen, men som optræder i en eller flere af de historiske kilder.

De resterende i gennemsnit 35 biotopnumre er eksisterende småbiotoper, der alle er feltregistrerede, og som tillige indgår i den historiske registrering. Over 80 % af disse er beliggende på jord, tilhørende eller forpagtet af de interviewede landbrugere. Af sådanne interviews er der i gennemsnit udført 3 pr. km².

Som det fremgår af figuren er samtlige biotoper, der indgår i interviews, også med i biotop registreringen og den historiske registrering. Det omvendte er imidlertid ikke tilfældet: Kun en del af biotoperne er beliggende på arealer, hvis ejer|bruger er interviewet. Dette medfører dermed også at kun en del af de biotper , hvortil der er knyttet vedvegetationsanalyser, kan kobles direkte til interviewoplysningerne.

Der samlede mængde registrerede oplysninger omfatter ca. 3800 pr. km², fordelt med 35 % på feltregistreringen, 45 % på den historiske registrering og 20 % på interviewundersøgelsen. For de 5 områder, hvor der er foretaget historiske registreringer, bliver dette ialt ca. 75000 registrerede oplysninger.

For de øvrige 8 områder indskrænker den historiske registrering sig til oplysninger om registreringsåret. Herved formindskes datamængden betydeligt, ikke blot på grund af de færre registreringsår, men også fordi antallet af historiske biotoper, der skal holdes rede på, herigennem indskrænkes betydeligt. Antallet af biotop- og arealnumre sænkes her til gennemsnitligt 45.

Den registrerede mængde oplysninger for disse områder er således ca. 2500 pr. km², ialt 80000 oplysninger.

Den delvise indskrænkning af de historiske data har dog ikke fået indflydelse på den integrerede databases størrelse, idet denne stadig vil være indrettet til at rumme det komplette antal oplysninger. Derved bliver det muligt at supplere den historiske registrering op til at omfatte det samme - store - antal registreringsår for alle områder, såfremt dette måtte vise sig ønskeligt på et senere tidspunkt.
En oversigt over databasens opbygning og udvikling af edb-programmel er givet i bilag 4.

4.5 STANDARDOPSTILLINGER I FORBINDELSE MED MATERIALEBEARBEJDNING

Der er udarbejdet 3 standardskemaer til belysning af den generelle status og udvikling.

Disse skemaer tjener 2 formål: Dels kan de give indsigt i den generelle udvikling i småbiotoperne og de overordnede arealanvendelsesrammer, som disse indgår i indenfor det pågældende område (se kap. 6.1), dels kan det danne metodisk grundlag for ekstrapolation af undersøgelsens resultater ved hjælp af kortbladsanalyser.

3 SKEMAER

De tre skemaer omfatter

1. Hovedstandardskema - Arealanvendelse og småbiotopstatus: Kortbladsanalyse (tabel 4.2)
2. Standardskema - Linieformede biotoper: Feltdata og kortbladsanalyse (tabel 4.3)
3. Standardskema - Areelle biotoper: Feltdata og kortbladsanalyse (tabel 4.4).

HOVEDDATA-STANDARD-SKEMA

Med tabel 4.2 er vist hovedstandardskemaet udfyldt for område 12, Glamsbjerg. Eftersom undersøgelsen kun omfatter biotoper under 2 ha defineret negativt i forhold til forskellige hovedarealanvendelser, er det naturligvis nødvendigt, at småbiotopforekomsten sættes ind i en generel arealanvendelsessammenhæng: Det er f.eks. væsentligt for forståelsen af udviklingen i de våde biotoper, at have kendskab til udviklingen i engarealer, som jo ikke indgår i småbiotopundersøgelsen. Derfor er denne udvikling vist øverst i skemaet.

ENGAREALER

Arealer af veje er udregnet som længden x 6 for større veje (type 2), længden x 4 for biveje og alleer (type 01 og 03) og længden x 2 for markveje (ekskl. rabat) (type 00).

LINIEFORMEDES AREAL

Arealet af de linieformede er udregnet indenfor hver enkelt biotoptype som længde x gennemsnit af de enkelte linieformedes bredde i området, som den fremkommer af feltundersøgelsen.

Tabel 4.2, 4.3 og 4.4 Standardskemaer for område 12 Glamsbjerg

OMRÅDE NR. 12, GLAMSBJERG Tabel 4.2 Hovedstandardskema

Areal - typer	m-blad 1865		m-blad 1923		m-blad 1946		Flyfoto 1954		Flyfoto 1971		4-cm-kort 1974		reg. 1981	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
ager	337.4	84.4	340.6	85.2	343.7	86.0	348.8	87.2	353.9	88.3	353.6	88.4	353.4	88.4
mej 1	14.3	3.6	6.8	1.7	5.3	1.4	1.3	0.4	0.7	0.2	2.2	0.6	0.7	0.2
skov 1	9.4	2.4	10.6	2.7	10.2	2.6	13.4	3.4	13.9	3.5	15.3	3.8	14.0	3.5
mose	10.7	2.7	13.4	3.4	13.7	3.4	3.1	0.8	2.6	0.7	0.7	0.2	3.2	0.8
sæer og vandhuller	1.5	0.4	0.5	0.1	2.0	0.5	3.1	0.8	2.9	0.8	2.5	0.6	3.1	0.8
bebyggelse areal, incl. haver	6.5	1.6	6.5	1.6	8.0	2.0	9.5	2.4	10.4	2.6	10.4	2.6	9.5	2.4
veje parkeringspl. m.v.	4.7	1.2	4.9	1.3	5.3	1.3	5.3	1.4	5.0	1.3	4.5	1.2	5.0	1.3
andre arealer	0.1	0.1	0.9	0.3	0.8	0.2	1.2	0.3	0.7	0.2	0.4	0.1	1.3	0.4
areal af linieformede småbiotoper	16.0	4.0	16.3	4.1	13.1	3.3	14.6	3.7	11.2	2.8	9.6	2.4	10.2	2.6
Samlet areal	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
Linieformede														
- vejrabatter	19.5	29.8	15.5	34.4	15.8	38.5	15.4	36.8	14.0	32.2	11.6	38.4	12.7	40.3
- grøfter og vandløb	4.7	7.2	3.4	7.6	2.9	7.1	3.1	7.4	2.4	5.5	2.3	7.6	2.1	6.5
- hegn og diger	29.8	57.6	24.5	54.4	22.5	54.7	18.4	44.0	19.3	44.3	17.5	58.2	14.9	47.4
- øvrige linieformede	3.5	6.8	2.5	5.6	1.0	2.5	5.5	13.0	3.4	7.8	0.7	2.0	2.3	7.2
Samlet længde liniebiotoper	52.8	100.0	45.8	100.0	41.7	100.0	42.2	100.0	34.0	100.0	31.9	100.0	31.8	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	44.2	119.5	38.6	118.8	34.6	120.5	34.5	122.5	27.6	121.7	25.9	123.3	26.2	121.8
	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%
Arealle																								
- skov under 2 ha	8	4.4	49	8	3.3	31	5	2.9	23	17	4.4	32	25	5.7	41	20	6.4	42	25	5.1	36
- mose under 2 ha	5	4.5	42	4	2.5	18	1	1.3	9	6	3.3	102	9	2.6	100	1	0.7	100	9	3.2	100
- sæer under 2 ha	42	1.3	100	18	0.5	100	9	1.6	100	11	0.9	28	5	0.8	24	8	1.3	36	4	0.9	28
- andet under 2 ha	2	0.1	100	12	0.9	94	8	0.6	90	13	1.1	85	7	0.6	91	7	0.4	100	14	1.3	100
Samlede arelle biotoper	57	10.4	-	42	7.0	-	23	5.2	-	47	9.5	-	42	9.6	-	36	8.7	-	52	10.3	-

Tabel 4.3 Standardskema: Linieformede biotoper

Felt-kode	Kort-kode	Biotoptype	m-blad 1865	m-blad 1923	m-blad 1946	Flyfoto 1954	Flyfoto 1971	4-cm-kort 1974	Feltregistrering 1981 1981	gnst.brd.	areal	antal
			m	m	m	m	m	m	m	m	ha	
0		græsvej							4640	2.0	0.92	18
1		rabat v. grusvej							500	1.5	0.05	1
2		rabat v. fast vej							4060	3.4	1.35	7
3		alle							40	10.0	0.04	1
0-3		rabatter ialt							9240			
	a	privat færdselsvej	9600	9545	8545	7700	6350	4195				
	b	offentlig bivej	3750	2900	4300	4450	4450	4500				
	c	landevej	2060	2980	2880	3170	3120	3060				
	a-c	veje ialt	15410	15425	15725	15320	13920	11755				
4		skel							1775	2.3	0.40	24
5		hegn							12215	4.1	4.97	5
	d	hegn, trærække	7210	3110	3620	7190	7485	9050				
6		stendige							0	-	0.00	0
8		andet dige							160	2.3	0.05	2
	e	dige, evt. med trærække	5020	3670	4135	2255	1090	440				
7		stendige							80	2.0	0.02	1
9		andet dige							1950	4.0	0.77	8
	f	bevoksede diger	21050	17685	14995	8715	7710	7740				
4-9									16130			
	d-f		33280	24465	22830	18360	16285	17230				
10		skrænt							150	1.0	0.02	1
	g	skrænt	0	355	150	40	0	300				
12		banedæmning							320	15.0	0.48	1
	h	dæmning	0	2140	630	2010	670	170				
11		tør grøft							30	6.0	0.02	1
12		våd grøft							1610	2.9	0.47	9
	i	grøft	4065	3395	2325	3060	2375	2230				
13		vandløb, 0.5-1.5 m							0	-	0.00	0
14		vandløb, 1.5-2.0 m							0	-	0.00	0
15		vandløb > 2 m							0	-	0.00	0
	j	vandløb < 2.5 m	0	0	0	0	0	0				
	k	vandløb > 2.5 m	0	0	0	0	0	0				
0-15									27530			
	a-k		52755	45790	41630	35790	33250	31695				
		flerfoldsbiotoper	8595	7240	7065	7730	6390	6005	3072			
		landskabslinier	44160	38540	34565	31060	26860	25680	24458			

Tabel 4.4 Standardskema: Areelle biotoper

Felt-kode	Kort-kode		m-blad 1865		m-blad 1923		m-blad 1946		Flyfoto 1954		Flyfoto 1971		4-cm-kort 1974		Reg. 1981	
			Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha
19		mose													10	3.33
	l	mose	5	4.49	4	2.46	1	1.28	6	3.21	5	2.54	1	0.70		
16		våd mergelgrav													1	0.05
18		kunstig sø													0	0.00
20		smasø													3	0.64
21		gadekær													0	0.00
23		overløbsbassin													0	0.00
24		anden våd areal biotop													0	0.00
	m	sæer og vandhuller	41	1.21	18	0.44	9	0.52	11	0.85	5	0.71	8	1.24		
17		våd grusgrav													0	0.00
26		tør grusgrav													3	0.06
	n	grusgrav	2	0.11	8	0.50	4	0.30	4	0.53	2	0.30	2	0.22		
27		gravhøj													0	0.00
	o	gravhøj	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00		
22		ellesump													0	0.00
29		remise													0	0.00
22		beplantning													7	1.03
30		bevoksning													17	3.64
35		beplantning v. P-plads													0	0.00
36		støjbælte													0	0.00
	p	skov under 2 ha	8	4.54	8	3.26	5	2.82	19	4.33	25	5.66	20	6.37		
25		tør mergelgrav													4	0.27
31		solitært træ													0	0.00
	q	træ eller trægruppe	1	0.03	4	0.32	4	0.23	7	0.42	5	0.30	5	0.19		
33		ruderat													4	0.64
34		højspændingsmast m.v.(>10m2)													0	0.00
37		sportspladsølæne													0	0.00
38		fællesareal i boligområde													0	0.00
39		"park" i fællesområde													0	0.00
40		andre tørre arealer													1	0.02
19-25															50	10.21
	l-q		57	10.37	42	7.00	23	5.14	47	9.42	42	9.51	36	8.70		

AREELLE

Af skemaet fremgår f.eks. at eng og mose, der i 1865 udgjorde 6.3% af Glamsbjerg-området, i 1974 var blevet reduceret til 0.8% - altså med næsten 90%. Søarealet er til gengæld steget til over 200% (fra 0.4% til 0.9% af arealet), ligesom skovarealet er udvidet med over 60% (fra 2.4% til 3.9% af arealet).

2 HA-GRÆNSEN

Nederst i tabellen ses i hvilken udstrækning disse kortsignaturtyper falder ind under småbiotopdefinitionens 2 ha-grænse. Mens dette f. eks gælder alle moserne i området, udgør søer under 2 hektar en stadigt mindre del af det samlede søareal.

GRØFTER OG VANDLØB

Den relativt høje tæthed af grøfter og vandløb (mellem 1 og 2 km/km^2), som bl.a. fremgår af oversigten over udviklingen i linieformede småbiotoper, hænger naturligvis også sammen med den generelle udvikling i fugtigbundsarealerne.

SAMLET LÆNGDE AF LINIEFORMEDE

Den %-vise fordeling af de linieformede biotoper er taget af den samlede liniebiotoplængde (altså biotoplinier, der gennemskærer landskabet). Lægges disse tal sammen fås over 100%. Den del de overstiger 100 med er et udtryk for, hvor stor en %-del af den samlede liniebiotoplængde, der har en dobbelt (evt. 3-dobbelt) funktion, f.eks. hvor både vejrabat, hegn- og grøft forløber parallelt og helt tæt på hinanden.

Tabel 4.2 er udformet, så alle oplysninger kan fås udfra kortbladsanalyser (for så vidt standard forslag til bredde af forskellige linieformede biotoper (evt. med regionale forskelle) kan angives).

EXTRAPOLATIONS-MULIGHEDER

Standardskemaet kan dermed tages som udgangspunkt for extrapolationer udfra undersøgelsen til andre områder, der blot undersøges udfra kortblade.

For at knytte forbindelsen herfra og til feltundersøgelsen er udarbejdet standardtabeller (4.3 og 4.4) for h.h.v. linieformede og areelle biotoper, der gør det muligt at sammenknytte feltundersøgelsens resultater med de oplysninger, der kan trækkes ud af kortbladsanalvserne. Tabellerne indeholder endvidere mere detaillerede opgørelser over småbiotopindholdet i undersøgelsesområderne end hovedstandardtabellen.

Disse tabeller er taget som udgangspunkt for den videre analyse af småbiotopernes historie. Men inden disse præsenteres sammen med felt- og interviewundersøgelsens resultater, skal endnu et metodisk aspekt ved undersøgelsen diskuteres, nemlig spørgsmålet om transformation kort/foto/felt/virkelighed. Det er så omfattende en diskussion, at den har fået tildelt et selvstændigt kapitel, og den bringes nedenfor, fordi den i vid udstrækning har været forudsætningsgivende for hele biotopundersøgelsens angrebsvinkel. Det drejer sig om kort-, foto- og feltregistreringens sammenlignelighed.

ENDNU ET METODISK ASPEKT

5. TRANSFORMATION KORT/FOTO/FELT/VIRKELIGHED

DIGE

5.0 TRANSFORMATION KORT/FOTO/FELT/VIRKELIGHED

Målebordsblade (1:20 000), 4-cm-kort (1:25 000) og flyfotos er vigtige kilder til viden om småbiotopers udbredelse og karakter til forskellige tidspunkter.

Det er imidlertid vanskeligt at afgøre, i hvilken udstrækning aflæsninger af kort og flyfotos af forskellig alder er i overensstemmelse med biotopernes faktiske udbredelse og karakter på det angivne tidspunkt.

Med henblik på at kunne skelne metodisk betingede forskelle fra faktiske forskelle i biotopmønster og karakter skal i det følgende først gives en vurdering af de småbiotopoplysninger, der kan uddrages af kort og flyoptagelser, hvorefter problemerne omkring transformation af data mellem de forskellige registreringsformer (kort/foto/feltregistrering) og disses overensstemmelse med virkeligheden skal diskuteres.

5.1 ANALYSE AF MÅLEBORDSBLADE OG 4-CM-KORT

Ved arbejde med kortmateriale opstår en række problemer i forbindelse med tolkningen af en i forvejen foretaget kartografisk gengivelse af virkeligheden.

KORTENE FORENKLER

For at kunne fremstille overskuelige målebordsblade og senere 4-cm-kort har en lang række forenklinger været nødvendige. Nogle typer af landskabselementer er udeladt, medens andre på trods af forskelligheder i struktur er slået sammen i een signaturtype. Generelt kan siges, at de kriterier, der har været benyttet, har været udformet under indflydelse af militære overvejelser. Man må være opmærksom på, at disse primært af teknologiske årsager har ændret væsentlig karakter i den lange periode, der undersøges. Det er derfor nødvendigt at kende de præcise kriterier, der har været benyttet ved kortudtegningen, for at en valid tolkning kan foretages.

I forbindelse med udarbejdelse af de danske målebordsblade og 4-cm-kort er der udarbejdet recognoseringsbestemmelser, der op gennem tiden løbende er blevet revideret, idet revideringerne dog oftest omfatter præciseringer, men sjældent egt. væsentlige ændringer i signaturernes betydning. Af betydning for biotopprojektet må dog generelt fremhæ-

ves, at de ændringer i bestemmelserne, der er foretaget siden begyndelsen af 1950'erne bl.a. har taget sigte på en generel forenkling og "udlugning" af detaljer m.h.p. den planlagte overgang fra målebordsblade (1:20 000) til 4-cm-kort (1:25 000). For projektets historiske registrerings på M-blade, har dette ikke haft den store betydning, idet der stort set ikke er anvendt målebordsblade fra efter 1950. Der må derimod gøres opmærksom på dette forhold ved inddragelse af 4-cm-kortene i tolkningen af den historiske udvikling af især små areelle biotoper: 4-cm-kortene angiver imidlertid ifølge recognoseringsbestemmelsen kun terrænbegrænsning for arealer, f.ex. beplantning der er større end 2500 m². I praksis ser grænsen dog ud til at være en del mindre, idet der kan benyttes punktsignaturer ved markante terrængenstande, f.eks. løvtræ eller trægruppe, som er under denne grænse. Vandhuller mindre end "bollen" i et hegn kan ligeledes udelades på 4-cm-kortene.

De nedenfor angivne præciseringer stammer, hvor intet andet er anført, fra rekognoseringsbestemmelserne fra april 1976. Det skal anføres, at bestemmelserne ikke har været fulgt slavisk, men har dannet grundlag for skøn, hvis overensstemmelse med virkeligheden var baseret på årelang praksis, stadige øvelsesopmålinger, flere opmåleres skøn, samt stadig kontrol. Hvor sådanne vurderinger omtales i det følgende, skyldes de oplysninger fra medarbejdere ved Geodætisk Instituts topografiske sektion, Erik Andersen (ang. ældre målebordsblade) og Christian Winther (ang. 4-cm-kort).

ENKELT-SIGNATURER

Brønd: Brøndsignaturen med blå farve på ældre målebordsblade er kun blevet anvendt i vandfattige egne.

Bygning: Mindst 30m².

Dige: Mindst 50 m langt og 3/4 m højt. På målebordsbladene har definitionen tidligere været benyttet til en bedømmelse af, hvorvidt der kunne ligge en soldat med fuld oppakning bagved. Højdegrænsen har formentlig i praksis ligget betydeligt lavere. Men også på 4-cm-kortene bliver digerne oftest registreret, når blot de er over ½ m, måske endda mindre, hvis de i øvrigt udgør markante linier i landskabet.

Dæmning: Linieformet signatur for mindst 1½ m høje dæmninger. Er disse bredere end svarende til kortsignaturen (ca. 25 m), angi-

ves bredden i rigtigt målestoksforhold, dvs. som areelle. Dæmninger mindre end 1½ m høje angives som diger.

Eng: Der har i tidens løb været lagt forskelligt til grund for engsignaturen. Generelt har engen skullet være så våd, så der ikke kunne passere terrængående køretøjer. I.flg. en instruktion fra 1955 er en god regel for eng, at den "svupper", og at der vokser kæruld.

Grøft: Fordybning på mere end 3/4 meter. I praksis registreres grøfter blot fordybninger er ½ meter. Definitionen er rent teoretisk. Grøften behøver ikke være vandførende.

Haver: Små frugtplantager (>40 000 m²) angives som haver. Haver under 225 m² kan udelades.

Højspændingsledninger: Signaturen benyttes kun ved ledninger på 50 kw og derover, og viger for dige, grøft, bebyggelse m.v.

Jernbane: Nedlagt jernbane optages kun, hvis skinnerne forefindes i intakt stand, og i såfald med jernbanesignatur. Jordvold langs jernbane vises med dige-signatur.

Levende hegn: "Nogenlunde sammenhængende række af buske eller træer", der er over 50 m langt og under 20 m bredt. Kortere hegn udelades, dog kan de, hvis de er meget markante, af betydning for orienteringen, angives som .0., som enkeltstående træ (✿ eller ✳), eller som "træbolle" (0). Ved landejendomme kan hegnssignaturen udelades. Læbælter smallere end 20 m angives som levende hegn, over 20 m som skov. I modsætning til 4-cm-kortene har målebordsbladene en skelnen mellem levende hegn og træraekke. Ideen bag dette var, at mens et levende hegn ikke blot skulle være nogenlunde sammenhængende, men tillige så tæt, at det ikke umiddelbart tillod fri passage, var en træraekke lettere at passere. Det er derfor tænkeligt, at signaturen "træraekke" i vid udstrækning også indeholder en bevoksning, som på 4-cm-kortene angives som levende hegn.

Mose: Mose er en blandingssignatur, hvis afgørende element i relation til denne undersøgelse er signaturen "sid bund". Såvel siv- som tørveskærssignaturen er at betragte som supplerende oplysninger. Man bør her være opmærksom på, at karakteristik af jordbund normalt vil vige for bevoskning, dvs. at fx. ellesump ses som bevoksning, mens

dens mosekarakter ikke vil fremgå af signaturen. På målebordsbladene derimod ligestilles jordbund og vegetation, idet signaturerne blandes. Dette skift giver således vanskeligheder, hvad angår tolkning af udviklingen af især våde vedvegetationsbærende biotoper.

Oldtidsminde: Oldtidsminde tages med, blot der er spor af det, og det har været der tidligere.

Skrænt: Skrænt er naturlige og kunstige stejle formationer i landskabet. Større skrænter vil fremgå af kurvebilledet på målebordsbladene ved en særlig tværskravering mellem højdekurverne. Mindre skrænter kan angives ved skræntsignaturer, såfremt de er over 1,5 m høje. Jernbaneskrænter skal herudover normalt være mindst 100 m lange for at blive medtaget. Såfremt skræntens projektion på vandret plan er over 7,5 m bred, angives "kamtakkerne" i skræntsignaturen i rigtigt målestoksforhold. En bred skræntsignatur afspejler altså ikke nødvendigvis en høj skrænt, selv om der naturligvis ofte vil være en sammenhæng.

Træræk̀ke: Se levende hegn.

Vandløb: Skal være vandførende og mere end 3 m bredt defineret ved afstanden mellem niveaukanterne.

Veje: Såvel på 4-cm-kortene som målebordsbladene går hovedskellet mellem private veje, der er smalle, og offentlige veje - herunder markveje - der har en bredere signatur. På især målebordsbladene skal man imidlertid være opmærksom på udformningen af de private veje:
En markvej er i princippet angivet ved to tætliggende stiplede linier, hvoraf dog den ene kan erstattes af en fuldt optrukken smal streg, såfremt der løber en grøft langs vejen, og en fuldt optrukken fed streg såfremt der løber et dige. Løber der grøfter langs begge sider af en markvej, angives kun grøften i den ene side, for ikke at forveksle signaturen med signaturen for privat færdselsvej. Det er vigtigt at notere sig, at grøftesignatur langs veje ikke er farvelagt (med blå farve) på målebordsbladene. Herudover skal man være opmærksom på, at en fed stiplet streg langs en fuldt optrukken fed eller tynd linie viser en sti langs en grøft eller et dige , og ikke må forveksles med en markvejssignatur. På 4-cm-kortene angives grøfter langs veje slet ikke (eller kun i ganske særlige tilfælde).

Privat færdselsvej har i modsætning til markvejene overfladebelægning, og kan derfor godt kvalitetsmæssigt være bedre end nogle af de bredere angivne offentlige veje.

Offentlige veje. På målebordsbladene angiver dobbeltstregede bredere vejsignaturer (off. markvej) kun to hjulspor. Enkeltstiplede bredere signaturer angiver groft tromlet stenmateriale eller macadamisering, under 3 meter. Fuldt optrukken bredere (med smal streg) vejsignatur angiver fin-tromlet stenmateriale eller asfaltering på vej over 3 m bred. På 4-cm-kortene er de to første grupper slået sammen til én, angivet med dobbeltstipling.
Større offentlige veje angives på målebordsblade med en enkelt eller dobbelt fed streg. Det ses således, at m-bladssignaturerne for offentlige veje ikke tillader gengivelse af diger og grøfter langs offentlige veje. På 4-cm-kortene er denne regel udstrukket til at gælde alle typer veje, altså også markveje. Her vil der kun i ganske særlige tilfælde (f.eks. hvis en stor grøft der løber langs en vej krydser denne) gøres undtagelse fra reglen.

Den mere vidtgående forenkling som målebordsblade og 4-cm-kort i forhold til feltregistreringen er udtryk for, både hvad angår kortenes opløsningsevne (minimumsstørrelser) for registrerede biotoper, og hvad angår biotoptypeklassificeringen, kan delvis demonstreres udfra de data fra Glamsbjergområdet, der er gengivet i tabel 4.3 og 4.4.

Selvom der givet er sket en vis ændring i dette område fra 4-cm-kortenes udarbejdelse i 1974 (til dels 72) frem til feltregistreringen i 1981, kan dette på ingen måde forklare alle forskelle mellem registreringerne i de to år. Det er tydeligt, at der er tale om forskelle i de biotopdefinitioner der er anvendt i de to registreringer.

Således kan der på 4-cm-kortet (tabel 4.3) registreres næsten 8 km bevoksede diger, medens de tilsvarende biotoptyper (07+09) i feltundersøgelsen knap beløber sig til 2 km. Kun en enkelt af de i 81 registrerede moser (tabel 4.6) optræder på kortbladet, hvor de til gengæld tydeligvis er aftegnet dels som søer dels som bevoksninger.

På den anden side giver en sammentælling af hovedbiotoptyperne af såvel linieformede som areelle biotoper et forholdsvist overensstemmende resultat.

Det er således interessant at se, hvorledes decimeringen af diger og bevoksede diger i det samlede område i nogen grad kompenseres gennem stigning i den samlede længde af levende hegn. Om hegnene er en ny udvikling, eller om der simpelthen er tale om, at digerne med tiden falder sammen på grund af mangel på vedligeholdelse, eller om det blot er definitionen på diger, der er forskellig, kan kun en opgørelse/analyse af "biotopskæbner" afsløre (se kap. 8.4).

USIKKERHED I ANGIVELSE AF HEGN OG TRÆRÆKKER

Kortenes anvendelse af signaturer for træ- og buskvegetation synes at være særlig usikker. Om dette skriver Agger & Jensen (1982): "Signaturerne beskriver idealtilstande, hvor vegetationen enten er samlet i levende hegn med 100 % dækning, eller består af enkeltstående træer, eventuelt stande med regelmæssig afstand.

Men de finder at træ- og buskvegetationens udbredelse i de linieformede biotoper langt fra kan beskrives eentydigt under anvendelse af disse kategorier.

I en opgørelse af træ- og buskvegetationen i fire sjællandske landbrugsområder (de 3 af disse går igen i den foreliggende undersøgelse (område 1, 2 og 13) finder de, at bevoksningsgraden indenfor hegnssignaturen (angivet på 4-cm-kort fra 1972) i 1979 var gennemsnitligt 60 %, medens 40 % af den i 1979 registrerede træ- og buskvegetation stod "uden for" med hegnssignatur forsynede biotopafsnit. Selvom den samlede udstrækning af træ- og buskvegetationen over perioden 1972-79 skønnedes at være øget med 8-9 % i denne undersøgelse, viser denne validitetstest, at 4-cm-kortene må betragtes som ret usikre m.h.t. angivelse af, hvor de linieformede biotoper bærer træ- og buskvegetation.

I en opgørelse af hvert af de 4 undersøgelsesområders samlede udstrækning af træer og buske i de linieformede biotoper, hvor der samtidigt er repareret for den skønnede øgning op gennem 70'erne, finder Agger & Jensen at 4-cm-kortenes angivelse svinger fra at angive 90 % til 140 % af de skønnede samlede hegnsvegetationer indenfor de 4 undersøgte områder.

TILBAGEFØRING AF TYPER

Feltregistreringen har opereret med en mere detallieret biotoptypeopdeling end 4-cm-kortene. F.eks. skelner feltregistreringen mellem forskellige funktionstyper, der ikke kan aflæses på kortbladene (eller fotos), eksempelvis mellem våde mergelgrave og småsøer, hvor der på kortet ikke opereres med en sådan skelnen. I de tilfælde, hvor en bio-

top på kort eller fotos ikke med sikkerhed i type adskiller sig fra/er i uoverensstemmelse med den ved feltregistreringen fundne type, er denne ført "tilbage", så at den også dækker disse tidligere perioder.

LOKALITETS-TROVÆRDIGHED

Samlet kan det om kortmaterialets validitet konkluderes, at signaturerne i denne undersøgelse altid er fundet at have været særdeles lokalitetstro. Et lokaliseringsproblem, der er optrådt flere gange, er dog tilfælde, hvor en biotop ikke har været angivet på et enkelt eller på flere efter hinanden følgende kort, skønt den udfra ældre kortblade og efterfølgende kort, foto og/eller feltregistrering efter alt at dømme har eksisteret også i de år, hvorfra pågældende kort stammer. Da den foreliggende undersøgelse primært er rettet mod biotopudviklingen og ikke imod kortmæssige metodestudier, har vi ikke gennemført nogen eksakt opgørelse af denne fejltype, men har blot hvor fejl var indlysende repareret herfor.

LÆNGDE OG AREAL TROVÆRDIGHED

Endvidere har den foreliggende undersøgelse fundet, at kortenes angivelser af linieformede biotopers længde og areelle biotopers areal ligeledes synes at være i god overensstemmelse med virkeligheden, så god at en nøjere undersøgelse f.eks. ved at sammenligne 4-cm-kort med samtidigt optagne luftfotos ikke har været fundet påkrævet. 4-cm-kortene er da også baseret på fotogrammetriske optegninger.

SIGNATUR-USIKKERHED

Endelig har den foreliggende undersøgelse (og den fra Agger og Jensen refererede) vist, at kortene m.h.t. signaturvalg er behæftet med en til tider ganske stor usikkerhed. Dette ligger dels i det rent metodiske, at kortene f.eks. for træ- og buskvegetation viser "alt eller intet", hvor virkeligheden ofte er blandet, f.eks. en diffus tilvoksning. Dette angår også andre karakterer ved småbiotoperne. Ofte kan en linieformet biotop bestå af afvekslende strækninger af hegn/skel/grøft, hvor kortsignaturen kun vil vise een af disse typer over hele biotopens udstrækning.

Et særligt vanskeligt problem foreligger, hvis klassificeringskriterierne for signaturanvendelsen ved udarbejdelsen af Geodætisk Instituts kort har undergået ændringer i ubemærkethed. Et sådant eksempel diskuteres af Agger & Jensen (82). De anfører, at hyppigheden af træ-bolle signaturens anvendelse på kortbladene i Roskilde Amt fra 1892, 1932

og 1972 antyder en ændret praksis i 1932. De har fundet, at denne signatur er anvendt langt hyppigere i 1932 end i de to andre angivne år. I deres undersøgelsesområder har de samlet fundet 53 boller i 1892, 110 i 1932 og 62 i 1972. Og de anfører, at der i en lang række tilfælde er blevet anvendt træboller i 1932, hvor der i 1892 og 1972 er anvendt hegnssignatur.

5.2 ANALYSE AF FLYFOTOS

Ved registreringen på flyfotos er i videst muligt omfang benyttet kriterierne fra feltregistreringerne. Det vil bl.a. sige, at hegn er opgjort som skel med mere end 50 % bevoksning med træer og buske over et 20 meter interval.

Betragtet isoleret kan en biotoptypeklassificering være vanskelig at foretage udfra et flyfoto. Men har man, som i den foreliggende undersøgelse forudgående kort og efterfølgende feltregistreringer at støtte sig til, volder dette kun mindre vanskelighed, idet biotoptypen kan føres tilbage fra feltregistreringen, subsidiært frem fra sidste forudgående kort med mindre andet meget tydeligt lader sig afgøre ud fra fotografiet.

Arealopgørelser og længdeopmålinger vil dog kunne være vanskelige at opgøre præcist, med mindre man som i den foreliggende undersøgelse foretager aflæsningerne i et apparat (zoom-transfer-scope), der tillader at korrigere for kipning og uegal størrelsesforhold. Men selv da kan det være vanskeligt med sikkerhed at afgøre f.eks. grænsen mellem en småbiotop og den dyrkede mark. Også afgrænsningen af fugtigbundsområder, især f.eks. grænsen mellem mose og eng (græsningsarealer) kan være vanskelig at aflæse. Imidlertid er det også et problem, der knytter sig til feltregistreringen, samt til tolkningen af kortbladene, hvor kriterierne for grænsedragning ikke har ligget fast. Fotoaflæsningernes arealopgørelser er således behæftet med vis usikkerhed, der dog udfra forsøgsvise kontrolopmålinger i den foreliggende undersøgelse, er skønnet at være en tilfældig usikkerhed, som der ikke har været truffet forholdsregler overfor.

Biotoptypen "skel" og lineære biotopers bevoksningsgrad udgør dog større problemer, hvilket skal kommenteres nøjere.

USIKKERHED VEDR. SKEL

De oplysninger, det er muligt og samtidigt overkommeligt at trække ud af flyfotomaterialet svarer godt til kortmaterialets. Det drejer sig om type og længde/areal. Men en biotoptype som "skel", som det netop (modsat kortene) skulle være muligt at inddrage her, kan være vanskelig at konstatere på et foto. Såfremt der er tale om et typisk markskel - ca. 30 cm bredt og i niveau med omgivelserne - vil deres omrids ofte flyde mere eller mindre sammen med eventuelt tilgrænsende afgrøders, evt. være skjult af en afgrødekant eller dennes skygge. Bredden af et sådant vil, selv på de mest detaljerede flyfotos (1:10 000) kun blive 0.03 mm. Længden af skel vil derfor normalt være underestimeret i de perioder, der dækkes af flyfotos.

USIKKERHED VEDR. TRÆ- OG BUSKDÆKKET

Flyfotoaflæsningers validitet m.h.t. de linieformede biotopers indhold af træer og buske har været nøjere vurderet af Agger & Jensen (1982). De finder ikke uventet, at overensstemmelsen mellem foto og virkelighed generelt er bedre end for kortenes vedkommende. På biotopniveau svinger divergensen mellem minus 35 og + 10 % og på områdeniveau mellem minus 8 og minus 18 %, d.v.s. væsentligt mindre end ved tilsvarende kortbladsanalyser. Det anføres, at når træ- og buskvegetationens udstrækning undervurderes i de fleste tilfælde, er grunden, at det på fotoet er vanskeligt at skelne lave enkeltstående bevoksninger på under 3 m. Især i enkelte tilfælde hvor skyggen fra høje bevoksninger er faldet parallelt med biotopen.

SAMLET OM FLYFOTOENES VALIDITET

Samlet kan det om flyfotografiernes validitet siges, at de med de fornødne korrektioner m.h.t. kipning og forstørrelse kan gøres både rimeligt lokaliseringstro og målfaste. Hovedproblemerne knytter sig til vanskelighederne ved at foretage en tilstrækkelig sikker biotoptypebestemmelse. Da imidlertid luftfotos i reglen vil anvendes sammen med kort og/eller feltiagttagelser, synes dette problem i reglen at være til at overse.

På grund af skygning og i visse situationer svag variation i gråtoner mellem dyrket og udyrket vegetation kan dog både areelle biotopers areal og linieformede biotopers træ/busk-dækningsgrad være vanskelig at bestemme. Hvad det sidste angår skønnes bestemmelserne af Agger & Jensen at være behæftet med en negativ bias på 10-15 %.

5.3 FELTUNDRSØGELSENS VALIDITET

Den anvendte feltregistreringsmetodik er allerede beskrevet i kapitel 3 og 4. Den anvendte småbiotopdefinition og registreringsmetode giver en så godt som udtømmende beskrivelse af de små udyrkede vegetationsbærende pletter i de undersøgte områder. Da dette allerede blev erfaret under pilotundersøgelsen, har der ikke været ofret dette spørgsmål mere vidtgående kontrolforanstaltninger. Agger & Jensen (82) anfører, at de, i de godt 17 km² (hvoraf de 12 også indgår i foreliggende undersøgelse) som de undersøgte for linieformede biotoper, kun fandt een biotop, der faldt ud af undersøgelsen, fordi den ikke opfyldte kravet om mindst at skulle have en længde på 10 meter.

OVERSETE SKEL

Det skal dog i denne sammenhæng nævnes, at det i foreliggende undersøgelse enkelte gange er blevet observeret meget smalle (under 0.1 m bredde) skel, der ikke er blevet registreret, dels fordi de er faldet for breddekriteriet, dels fordi de samtidigt ved en umiddelbar inspektion ikke er fundet at bære vedvarende (flerårig) vegetation.

OVERSETE SMÅ VÅDOMRÅDER

En anden usikkerhed i forbindelse med feltregistreringens effektivitet m.h.t. at registrere alle småbiotoper knytter sig til spørgsmålet om at adskille permanente (flerårige) småsøer/pytter fra temporære vandansamlinger. Der er ofte, især i de registreringsperioder, der har ligget tidligt på året, blevet observeret vandansamlinger, der, skønt de har haft den fornødne størrelse, ikke er blevet medtaget i undersøgelsen, idet der ikke har kunnet observeres flerårig vegetation i tilknytning til dem. Imidlertid kan det ikke udelukkes, at en sådan har været tilstede, men har været skjult af høj vandstand. Da imidlertid flyfotos fra 1967 og i reglen også 1980 har været bragt med i marken foruden kalker af 4-cm-kortet, har lokaliteter, der på dette materiale har vist tegn på at bære biotoper, altid været grundigt undersøgt. Derfor må den mulige usikkerhed m.h.t. om enkelte biotoper har unddraget sig registrering p.gr. af høj vandstand alene knytte sig til den del af biotoperne, der kan være opstået i de allerseneste år. Af denne grund formodes det, at højest ganske enkelte våde biotoper på denne måde har unddraget sig registrering.

DOMINANTE TRÆ- OG BUSKARTER

Endelig er feltundersøgelsens registrering af træ- og buskvegetationen forbundet med

en vis usikkerhed. Den gennemførte registreting af dominante arter i småbiotoper er behæftet med usikkerhed, som ligger i dels det subjektive dels det intersubjektive skøn. For den enkelte biotop skønnes dette at betyde, at de som dominante arter anførte ikke nødvendigvis altid er de i biotopen vigtigste, men dog altid i biotopen meget almindeligt forekomne arter. På områdeniveau antages de registrerede dominante arter dog at give et i alle tilfælde dækkende billede.

I de gennemførte vegetationsanalyser, i forbindelse med hvilke den summerede skudfrekvens for de involverede arter er blevet registreret over en kendt strækning, hvor der er lagt snit for hver anden meter, kan det ikke afvises, at småtvoksende arter (f.eks. stikkelsbær) er registreret med en lavere effektivitet end større træer, ligesom metoden er mindre effektiv overfor små end for større individer af samme art i en bevoksning. Agger & Jensen (82), der har anvendt en i denne sammenhæng identisk metode, skønner dog, at både den totale dækningsgrad og træ- og buskvegetationens antal af arter registreres med stor nøjagtighed. Afgørende er det, at betydningen af denne usikkerhed er forsvindende, hvor vegetationens generelle karakter (dækningsgrad og dominante arter) sammenlignes mellem områder, der har været underkastet den samme registreringsprocedure.

SAMLET OM FELTREGISTRERINGENS VALIDITET

Samlet kan det om feltregistreringens validitet siges, at den skønnes at være 100 % effektiv for alle småbiotoper, der falder indenfor den anvendte biotopdefinition, når bortses fra måske ganske enkelte nyere vådområder, der har været skjult af vandansamlinger af formodet temporær karakter.

En vis usikkerhed knytter sig dog til registreringen af træ- og buskarter. Dels har kriterierne for, hvad der har haft karakter af dominante arter (over 20 %) hvilet på subjektive skøn, dels har små individer/arter kunnet overses, og endelig skal det nævnes, at bestemmelsesusikkerhed også formodes at have spillet ind, især for lidt sjældnere og spredt forekomne arter, og især hvor disse har været registreret inden løvspring.

5.4 TRANSFORMATION FRA KORT TIL FOTO TIL FELT

På trods af de beskrevne forskelligheder i materialegrundlaget er det i vid udstrækning

muligt at tegne et sammenhængende billede af udviklingen gennem hele perioden.

Kortbladsanalyserne danner grundlag for bedømmelse af biotopudviklingen over et tidsrum på ca. 100 år, mens flyfotoanalyserne bruges til nærmere at belyse udviklingen indenfor de sidste 25 år.

Validiteten m.h.t. tolkningen af det historiske forløb veksler stærkt fra biotoptype til biotoptype, ligesom den veksler typerne imellem, og alt efter om det er kortblade eller flyfotos, der udgør det bedste registreringsgrundlag.

Men netop kombinationen af det historiske datagrundlag muliggør en statistisk vurdering af de muligheder og begrænsninger, de forskellige kildematerialer besidder.

BIOTOPTYPER KAN SLÅS SAMMEN

I beskrivelsen af det historiske udviklingsforløb er det nødvendigt at slå nogle biotoptyper sammen. F.eks. opereres ikke med biotoptypen "trærække" i flyfoto- og feltregistreringen. Sådanne vil her normalt optræde som hegn. Men karakteren af de registrerede oplysninger gør det muligt at benytte en vekslende detaljeringsgrad, alt efter hvilken type analyse der foretages.

Problemerne omkring typerne hegn, trærække, skel og dige kan tjene som eksempel på dette:

I de forskellige datamaterialer optræder følgende typer:

Målebordsblade	Flyfotos	Feltregistrering
Hegn	Hegn	Hegn
Hegn på dige	Hegn på dige	Hegn på dige
Dige	Dige	Dige
Trærække	-	-
Trærække på dige	-	-
-	(Skel)	Skel
-	-	Stendige

Kun nogle typer optræder således i alle 3 slags datamateriale. På grund af den nævnte usikkerhed m.h.t. digedefinitionen på kortbladene er det vanskeligt at analysere udviklingen i denne biotoptype over hele perioden.

Lignende forhold gør sig som nævnt gældende ved flere af de andre typer (f.eks. våde mergelgrave, grusgrave, småsøer).

ANALYSER AF KORT OG FOTOS HVER FOR SIG

Det kan derimod lade sig gøre at analysere udviklingen i h.h.v. kort- og flyfotomaterialet hver for sig, for derefter at sammenligne de tendenser der viser sig.

Endvidere kan analyser, der opererer med færre bredere defineret biotopkategorier, i vid udstrækning gennemføres for hele perioden. I det benyttede eksempel har en biotoptype som "bevoksede linieformede biotoper" både en tilstrækkelig konsistens over hele perioden og en tilstrækkelig præcis økologisk mening til, at det er forsvarligt at betragte hele perioden samlet.

UDSKILLELSE AF VISSE BIOTOP-TYPER

Under alle omstændigheder er det muligt på forhånd at udskille de biotoper, for hvilke der ikke foreligger ensartede oplysninger - så at sige at finde den mindste fællesnævner for de tre forskellige datakilder. F.eks. kan våde arelle biotoper under 0.5 ha udskilles fra kort- og fotoregistreringernes data ved en simpel maskinel procedure.

EN ADVARSEL

Men samtidigt skal der advares mod at slutte direkte fra kort og/eller fotoaflæsninger sammenlignet med feltregistreringer. Således synes flere af de nyere feltregistreringer (f.eks. P. Skriver (1981)) at nå frem til en undervurdering af biotoptilbagegangens hastighed, fordi kortbladenes begrænsede opløsningsevne ikke er taget i betragtning. (Se endvidere kapitel 8 og kapitel 12.2.2).

SKØN OVER AFVIGELSER

En muligned for at foretage et kvantitativt skøn over afvigelsen mellem kort-, flyfoto-aflæsninger og feltiagttagelser ligger i vores undersøgelsesresultater, fordi det her er muligt at følge den enkelte biotop fra den ene periode til den anden.

Vi kender det samlede biotopbillede i 1981. Med så godt som 100% sikkerhed er vi derudover istand til at afgøre, om disse 1981-biotoper også fandtes som småbiotoper på de foregående flyfotos. Der kan dog som før omtalt være vanskeligheder forbundet med at afgøre dens type på flyfotos. Men vanskeligheden kan vi dog i denne forbindelse komme udenom ved at gruppere biotoperne i biotop-kombinationstyper.

Over perioden 1941 til 1981 har vi for 5 af undersøgelsesområderne en sekvens af skiftende aflæsninger af kort/fotos/felt som følger: 1941:kort, 1954:Foto, 1968:Foto, 1974:Kort og 1981:Felt. Ved at antage konstante ændringsrater over de enkelte perioder kan vi ved interpolationer skønne, hvor mange biotoper der "burde" have været aftegnet på et kort, der ligger mellem fotos og feltregistrering, eller hvor mange der ville have været med på et "tænkt kort" udtegnet i det år, der ligger mellem to andre kortregistreringer.

Det kan da beregnes, hvor mange procent det på kortet aftegnede udgør af det skønnede. De anvendte grunddata for sådanne beregninger er vist i tabel 5.1 og resultatet af beregningerne er vist i tabel 5.2.

Tabel 5.1 Udbredelsen af 1981-biotoper på tidligere kort og fotos for de 5 historisk analyserede undersøgelsesområder. Angivelser i meter og antal.

	1941	1954	1968	1974	1981
Markveje:					
fotos	11101	13846	14336		16641
kort	10045			13205	16641
Andre veje:					
fotos	22712	23202	26452		27419
kort	22862			26492	27419
Tørre lf.:					
fotos	20415	23946	27427		37975
kort	20975			30603	37975
Våde lf.:					
fotos	19403	24155	27925		33838
kort	17938			26545	33838
Våde arel:					
fotos	71	87	92		107
kort	54			66	107
Tørre are:					
fotos	17	37	42		75
kort	18			48	75

Tørre lf. omfatter kun hegn og diger.
Våde lf. omfatter også tørre grøfter.
Våde are. omfatter alle våde areelle.
Tørre are. omfatter gravhøje og træbevoksede tørre areelle.

Beregningerne bag tabel 5.2 er eksempelvis for markveje i 1974:

13205/((16641-14336)/((16641+14336)/2)/

(1981-1968)x(1974-1968)x14336+14336)x100=88;

hvor 13205 er den samlede længde 1981-markvejene havde på kortet i 1974; 16641 er den samlede længde af markveje i 1981 og 14336 er 1981-markvejenes samlede længde på flyfotoet i 1968.

Tabel 5.2 Aflæst og skønnet længde eller antal af 1981-biotoper udtrykt som den procentdel af de skønnede faktisk eksisterende biotoper, der er vist på kortene.

	1974 kort	"1954 kort"	"1968 kort"	Range
Markveje	88	80	86	80- 86
Andre veje	99	104	97	97-104
Tørre lf.	97	100	100	97-100
Våde lf.	87	86	85	85- 87
Våde are.	67	67	68	67- 68
Tørre are.	91	66	75	66- 91

Biotoptyper samme som i tabel 5.1.

Selvom der er en vis usikkerhed forbundet med de i tabel 5.2 angivne skøn, der især stammer fra antagelsen om en konstant ændringsrate og fra usikkerhed om, hvorvidt biotopen nu også har "holdt sig" indenfor den anførte biotopkombinationstype over den betragtede periode, er denne dog næppe større end, at det kan konkluderes:

-At større veje, hegn og diger så godt som altid er aftegnet på kortene.

-At 10-20% af markvejene og de våde linieformede (bl.a. grøfter langs veje) ikke er med på kortene.

-At 1/3 af de våde areelle og mere usikkert 1/4 af de her behandlede tørre areelle ligeledes mangler på kortene.

Herudover skal det yderligere errindres, at en række biotoptyper bl.a. skel som tidligere omtalt ikke aftegnes på kort (med mindre de er opstået ved sammenfald af diger eller grøfter).

DEL IV: REGISTRERINGS RESULTATER

6. BIOTOPERNES UDBREDELSE OG TÆTHED

7. BIOTOPERNES STATUS OG FUNKTION

8. DEN HISTORISKE UDVIKLING

GRØFT

6. BIOTOPERNES UDBREDELSE

I dette kapitel skal biotopindholdet i de 13 undersøgelsesområder præsenteres. Præsentationen vil blive foretaget udfra to synsvinkler.

I afsnit 6.1 tages udgangspunkt i undersøgelsesområdet. For hvert enkelt område gives en kvalitativ beskrivelse af biotopmønstret med en fremhævelse af de forhold, der i særlig grad formodes at have betydning for biotopmønstret (områdespecifikke træk).

I afsnit 6.2 tages efterfølgende udgangspunkt i biotoptypen. For hver type præsenteres udstrækning og tæthed i det samlede undersøgelsesområde, og der drages sammenligninger mellem de enkelte områder.

I de afsluttende afsnit drages sammenligninger med biotoptætheder fundet i andre undersøgelser.

6.1 PRÆSENTATION AF UNDERSSØGELSESOMRÅDERNE

I det følgende skal gives en kort præsentation af de 13 områder, der indgår i undersøgelsen.

DISPOSITION

Gennemgangen tager sigte på at præsentere nogle væsentlige områdespecifikke træk, der formodes at have betydning for småbiotopmønstret (jvf. kap. 2). Det omfatter

- den topografiske beliggenhed (f.eks. i forhold til byområder),
- den naturlandskabsmæssige indplacering (relief, geomorfologi, geologi, jordbund),
- kulturgeografi (bebyggelse og generel arealanvendelse) samt
- landbrugsstruktur (brugstørrelse og -struktur).

KORTGRUNDLAG

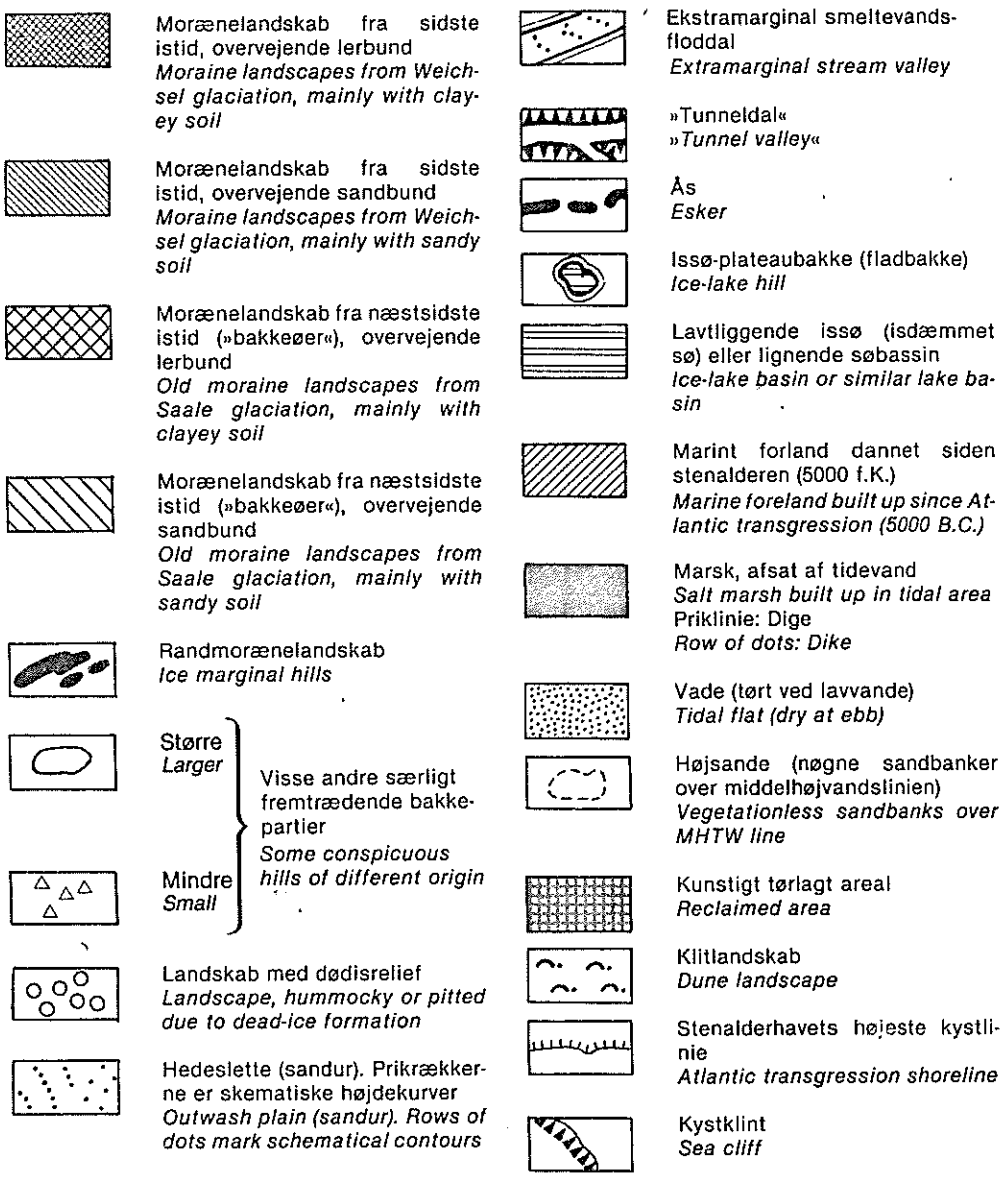
Beskrivelsen af hvert område ledsages af 3 kort: Et topografisk kort over selve området i 1:25 000 (4-cm-kort), et oversigtskort i 1:300 000, der viser områdets geografiske placering, bl.a. i forhold til omliggende større bysamfund, samt tilsvarende udsnit af Per Smeds landskabskort over Danmark, der her er forstørret op, så målestokken svarer til det topografiske oversigtskort. I beskrivelssen af jordbunden er benyttet farvekoder-

ne fra arealdatakontorets jordbundsklassificeringskort. Deres betydning fremgår af tabel 6.1. Signaturforklaringen til landskabskortene er gengivet i fig. 6.1.

Tabel 6.1 Jordbundsklasser og farvekoder benyttet ved den danske jordklassificering.

FARVE-KODE	TEKSTURDEFINITION FOR JORDTYPE	Symbol	JB-nr.	Vægtprocent				
				Ler under 2 µm	Silt 2-20 µm	Finsand 20-200 µm	Sand, ialt 20-2000 µm	Humus 58,7 % C
1	Grovsandet jord	GR.S.	1	0-5	0-20	0-50	75-100	Under 10
2	Finsandet jord	F.S.	2			50-100		
3	Grov lerblandet sandjord	GR.L.S.	3	5-10	0-25	0-40	65-95	
	Fin lerblandet sandjord	F.L.S.	4			40-95		
4	Grov sandblandet lerjord	GR.S.L.	5	10-15	0-30	0-40	55-90	
	Fin sandblandet lerjord	F.S.L.	6			40-90		
5	Lerjord	L.	7	15-25	0-35		40-85	
6	Svær lerjord	SV.L.	8	25-45	0-45		10-75	
	Meget svær lerjord	M.SV.L.	9	45-100	0-50		0-55	
	Siltjord	SI.	10	0-50	20-100		0-80	
7	Humus	HU.	11					Over 10
8	Speciel jordtype	SPEC.	12					

Fig. 6.1 Figurforklaring til landskabskortene



For hvert område er angivet landbrugsarealet, beregnet som det samlede areal (=4 kv. km.) fratrukket ikke-landbrugsarealer (skove, moser, søer, hav, m.v.) over 2 ha, samt bebygget areal. Dette landbrugsareal er benyttet ved udregning af biotoptætheder (længde eller areal pr. kv. km. landbrugsareal).

AREALSTRUKTUR

Men ligeså væsentligt er det i hvert område at få præsenteret den samlede arealanvendelse , som småbiotoperne må ses som en delmængde af.

Disse forhold er for hvert område gengivet

gennem standardtabeller, der også gør det muligt i hovedtræk at præsentere småbiotopstrukturen: I standardtabellene fås det samlede areal af småbiotoper ved at addere arealet af linieformede biotoper fra den samlede arealanvendelsesoversigt med arealet af de areelle småbiotoper anført i den nederste oversigt over skov, mose, søer og lignende udyrkede arealer under 2 ha. For de linieformede biotoper er endvidere anført en statistik på længden af hovedgrupper indenfor disse.

FLERFOLDSBIOTOPER

Her udgør de såkaldte flerfoldsbiotoper, dvs. parallelle kombinationer af flere biotoptyper, f.eks. grøft og hegn, et særligt statistisk problem: I tabellen angives længden af landskabslinier, dvs. linier indenfor området langs hvilke, der er registreret lineære småbiotoper. På grund af tilstedeværelsen af flerfoldsbiotoper overstiger den samlede biotoplængde længden af landskabslinier, og differencen angiver længden af liniebiotoper, der indgår i flerfoldsbiotoper. Denne længdes procentuelle andel af liniebiotoplængden kan umiddelbart aflæses som det, der overstiger 100 i %-angivelsen (f.eks. for område 1: 8.1 %). Da flerfoldbiotoper kun meget sjældent består af mere end to biotoptyper, fås længden af disse stort set (og maksimalt) som differencen mellem den samlede biotoplængde og længden af landskabslinier (for område 1: (24.3-22.5)=1.8 km.)

SMÅBIOTOPSTRUKTUREN

I beskrivelsen af småbiotopstrukturens indpasning i den samlede arealstruktur opereres der med følgende kvantitative karakteristika:

- småbiotopernes andel af det samlede landbrugsareal
- forholdet mellem arealet af de lineære og de areelle småbiotoper
- forholdet mellem våde og tørre biotoper for hhv. linieformede og areelle biotoper
- den %-vise andel af flerfoldsbiotoper

Hertil kcmmer en mere kvalitativ karakteristik, der knytter sig dels til, hvor sammensat biotopmønstret er, dels til i hvilken udstrækning småbiotopindholdet er ´lødigt´: Det drejer sig i høj grad om andelen af bevoksede og våde biotoper i forhold til f.eks. forekomsten af vejrabatter. En nærmere karakteristik og vurdering af et områdes samlede småbiotopmønster foretages i kap. 8.

6.1.1 Samlet oversigt

OPSUMMERING OG SAMMENLIGNING

Som opsummering og sammenligningsgrundlag ved vurderingen af beskrivelsen af de enkelte områder er nedenfor angivet en samlet oversigt over arealfordeling og småbiotopstruktur indenfor de 13 områder tilsammen.

Tabel 6.2
Standardskema for områderne 1-13.

Areal - typer	reg. 1981 ha	%
ager	4650.0	89.5
eng	1.0	0.1
skov	91.0	1.8
mose	32.4	0.7
søer og vandhuller	16.8	0.4
bebygget areal, incl. haver	263.4	5.1
veje, parkeringspl. m.v.	39.3	0.8
andre arealer	16.7	0.4
areal af linieformede småbiotoper	89.9	1.8
Samlet areal	5200	100.0
Småbiotoper i agerlandet	**km**	**%**
linieformede		
- vejrabatter	95.8	32.7
- grøfter og vandløb	46.5	15.9
- hegn og diger	74.9	25.5
- øvrige linieformede	77.2	26.3
Samlet længde liniebiotoper	294.2	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	252.3	116.7
	antal / ha	**%**
areelle		
- skov under 2 ha	104 / 29.4	32
- mose under 2 ha	127 / 25.9	80
- søer under 2 ha	150 / 14.6	87
- andet under 2 ha	133 / 14.6	88
Samlede arelle biotoper	514 / 84.4	.

Som det fremgår af den generelle arealanvendelsesoversigt, er der tale om udprægede landbrugsområder med næsten 90 % af arealet angivet som ager.

AREALER

Af de 52 undersøgte km^2 er de 48.51 km^2, svarende til 93.3%, landbrugsareal. For landsdelen som helhed er dette 67.8 %. Således dækker de øvrige arealer som skov, mose, søer og ´andet´ mindre områder, end hvad der gør sig gældende for Danmark eller Øst-Danmark som helhed. Vurderingen af småbiotopindholdet og dettes relation til den samlede arealanvendelse skal bl.a. ses i forhold hertil.

SMÅBIOTOPER

At småbiotoperne udgør ca. 1/3 af områdernes skovareal og 80-90 % af deres mose-, sø- og ´andre´ arealer, er således et udtryk for småbiotopernes betydning i det udprægede

agerland, ikke i det Øst-Danske landskab i almindelighed. Som underøgelsen er lagt an (jvf. kap. 3), vil netop større ikke-landbrugsmæssige arealer udenfor byområderne - altså de fra et biologisk synspunkt typiske kildeområder - uvægerligt blive 'underrepræsenteret' i forhold til det samlede landskab.

Med 514 registrerede areelle småbiotoper i de 13 områder fås et gennemsnit på 10 småbiotoper pr kv.km. agerland , hvoraf 2 er bevoksninger/beplantninger, 2 1/2 er mose, 3 er vandhuller, våde mergelgrave o. lign., mens 2 1/2 udgøres af andre areelle småbiotoper.

Med næsten 300 km linieformede småbiotoper fås et gennemsnit på 6.1 km pr. kv.km. landbrugsareal, fordelt på 1/3 vejrabatter, 1/4 hegn og diger, 1/6 grøfter og vandløb og 1/4 øvrige linieformede (fortrinsvis markskel). 16.7 % indgår som elementer i flerfoldbiotoper, der altså i gennemsnit strækker sig over ca. 0.9 km pr. kvadratkm. landbrugsareal.

Udover at beskrive det nuværende biotopmønster vil også den historiske udvikling i indenfor hvert område blive omtalt i det følgende. Dette gælder dog kun de 8 områder, der ikke har været underkastet en detaljeret historisk analyse. For de 5 øvrige områder henvises til kapitel 8.

6.1.2 Område 1: Tune

Landbrugsareal: 364.3 ha

Området er beliggende på grænsen mellem Tune og Karlslunde sogne i Greve kommune midt mellem København og Køge.

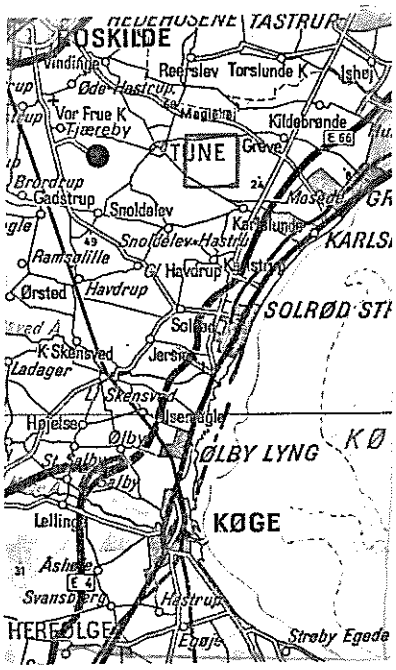


Fig. 6.3 Oversigt
Målestok 1:300 000

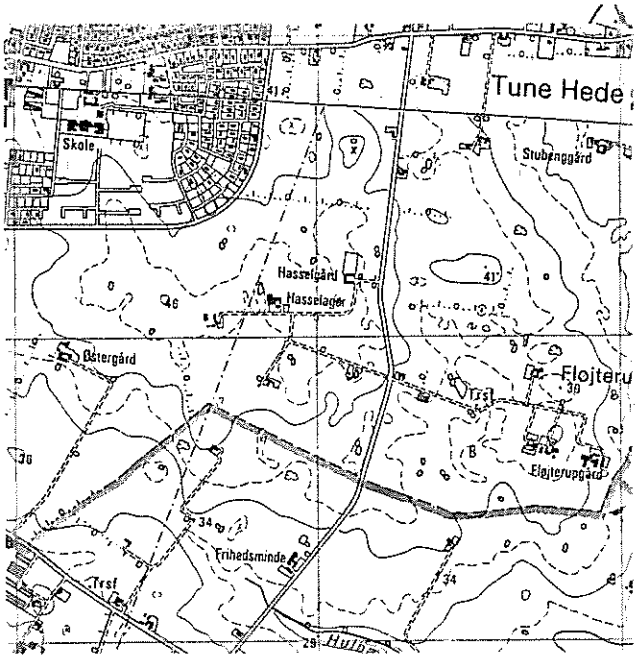


Fig. 6.2 Tune-området.1:25 000.

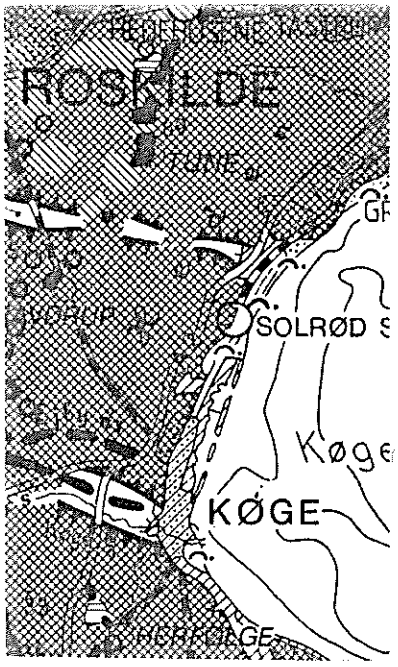


Fig. 6.4 Landskabet
Målestok 1:300 000

Det består af en svagt bølget, leret moræneflade med en del ganske små sænkninger præget af ferskvandstørv. Jordbunden er helt domineret af lerjord (Farvekode 5).

En parcelhusudstykning i områdets NV-lige del vidner om dets bynærhed, men herudover er området tæt opdyrket agerland: Med 88.6 % agerland og 10.0 % bebygget areal og veje er der kun 1.5 % tilbage til andre arealer, næsten udelukkende småbiotoper.

Landbrugsbebyggelsen ligger spredt, og består overvejende af mindre brug, der hovedsageligt drives uden besætning eller med mindre svinebestande. Hertil kommer nogle få større brug.

Biotopmønstret er generelt fattigt: Godt nok er den samlede liniebiotoplængde 24.3 km svarende til gennemsnittet for alle områder, men skel og vejrabatter udgør 86 % heraf, mens resten, der udgøres af hegn, grøfter og vandløb, kun beløber sig til 3.5 km. Et overgennemsnitligt antal areelle biotoper udgøres

Tabel 6.3
Standardskema for område 1:Tune.

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	354.3	88.6
eng	0.0	0.0
skov	0.2	0.1
mose	0.3	0.1
søer og vandhuller	0.7	0.2
bebygget areal, incl. haver	35.8	9.0
veje, parkeringspl. m.v.	3.7	1.0
andre arealer	0.1	0.1
areal af linieformede småbiotoper	5.2	1.3
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	8.6	35.4
- grøfter og vandløb	1.2	4.7
- hegn og diger	2.4	9.7
- øvrige linieformede	12.3	50.4
Samlet længde liniebiotoper	24.3	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	22.5	108.1
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	2 / 0.2	100
- mose under 2 ha	3 / 0.3	100
- søer under 2 ha	24 / 0.7	100
- andet under 2 ha	14 / 0.1	100
Samlede arelle biotoper	43 / 1.2	.

overvejende af mergelgrave og arealer omkring højspændingsmaster. Det samlede areal af de areelle biotoper udgør kun 1.2 ha, bundrekord for de 13 områder, og kun 1/5 af arealet af de linieformede biotoper i området. Ingen areelle biotoper er på mere end 1000 kvm.

6.1.3 Område 2: Tågerup

Landbrugsareal: 387.2 ha.

Størstedelen af området ligger i Kirkerup sogn i Gundsø kommune nord for Roskilde.

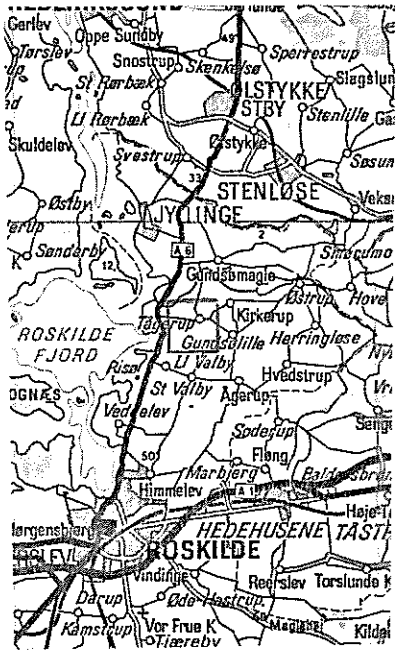


Fig. 6.6 Oversigt
Målestok 1:300 000

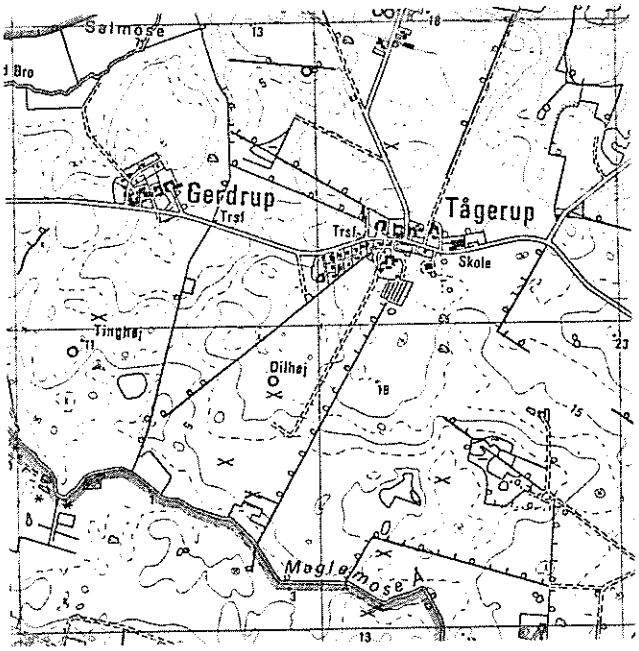


Fig. 6.5 Tågerup-området. 1:25 000

Fig. 6.7 Landskabet
Målestok 1:300 000

Det består overvejende af en bakket, stedvis småkuperet, leret moræne med en del tørvelommer i. I det sydlige område omkring og syd for Maglemose å strækker sig ganske store områder med tørveaflejringer, der har udløbere til de tidligere moseområder i felt 4 og et større område SØ for Gerdrup. Tilsvarende tørvedannelser omkring Hove å strækker sig også ned i det nordøstlige og det nordvestlige hjørne af området.

Jordbunden består overvejende af fint sandet lerjord til lerjord (farvekode 4 - 5), mens ca. 25 % af arealet, hovedsageligt omkring åer og moser, er dækket af humusjorder.

93 % af arealet består af agerland. De tidligere ganske omfattende eng- og mosearealer indskrænker sig idag til ialt 3.2 ha, mindre end det beskedne skovareal, der består af mindre bevoksninger, der alle er opstået siden 30´erne. Bortset fra en enkelt ny beplantning på 4 ha er alle biotoper i området småbiotoper, der tilsammen dækker 3.5 % af området, arealmæssigt nogenlunde ligeligt

fordelt på linieformede og areelle småbiotoper.

Landbrugsbebyggelsen ligger samlet i den stjerneudskiftede Tågerup samt i Gerdrup og består af middelstore brug samt nogle småbrug. Brugene er overvejende kvægløse, præget af deltidsbrug, men også med tegn på specialisering i produktion af fedesvin.

Tabel 6.3
Standardskema for område 2: Tågerup

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	371.3	92.9
eng	0.0	0.0
skov	5.8	1.5
mose	3.2	0.8
søer og vandhuller	0.6	0.2
bebygget areal, incl. haver	8.8	2.2
veje, parkeringspl. m.v.	2.2	0.6
andre arealer	2.6	0.7
areal af linieformede småbiotoper	5.9	1.5
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	5.3	30.3
- grøfter og vandløb	4.1	23.5
- hegn og diger	3.2	18.1
- øvrige linieformede	5.1	29.7
Samlet længde liniebiotoper	17.5	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	15.6	111.9
	antal	ha	%
areelle			
- skov under 2 ha	3	1.7	29
- mose under 2 ha	11	3.2	100
- søer under 2 ha	9	0.6	100
- andet under 2 ha	17	2.6	100
Samlede arelle biotoper	40	8.0	.

Både længde af linieformede og arealet af areelle småbiotoper ligger lidt under gennemsnittet for alle områder, men har en varieret og lødig sammensætning: Over 40 % af de linieformede biotoper udgøres af grøfter, vandløb, hegn og diger. Såvel de linieformede som de areelle har en varieret blanding af tørre og våde biotoper. Et særkende ved området er endvidere de relativt mange (9) gravhøje.

Den historiske udvikling af områdets småbiotoper er behandlet i afsnit 8.1.

6.1.4 Område 3. Birkerød

Området ligger hovedsageligt i Farum sogn ved grænsen til Birkerød nord for Furesøen.

Fig. 6.9 Oversigt
Målestok 1:300 000

Fig. 6.8 Birkerød-området. 1:25 000

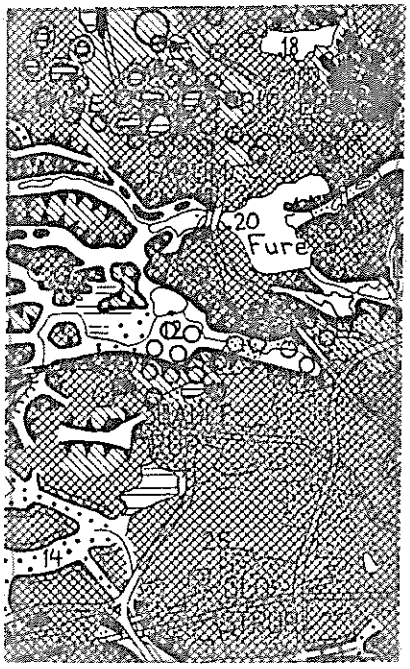


Fig. 6.10. Landskabet
Målestok 1:300 000.

Det er et småbakket, flere steder kuperet tærræn domineret af moræneler, og med mange afløbsløse lavninger med aflejringer af tørv og dynd. I områdets nordøstliste del samt i et nord-sydgående strøg omkring vejen mellem Bregnerødgård og Farumgård strækker sig endvidere nogle områder præget af smeltevandssand og -grus.

Jordbundsmæssigt er området formentligt stærkt varieret, men domineret af lerblandet sandjord, dog med overvejende sandede lerjorder i den sydlige del af området (Farvekode 3-4).

1/5 af området er dækket af bebyggelse og haver, herunder en del frugtplantager. Veje indtager over 1 % af arealet, især på grund af den gennemskærende motorvej. Resten udgøres af agerland samt småbiotoper, der dækker lidt over 4 % af arealet.

Bortset fra den i nyere tid meget parcelhusprægede landsby Bregnerød, består landbrugsbebyggelsen i overvejende grad af mindre brug beliggende spredt ud over det tidligere overdrev mellem Birkerød og Farum. Mange af brugene er deltids- og fritidsbrug, hvor køerne er sat ud allerede i 60´erne.

Tabel 6.4
Standardskema for område 3: Birkerød

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	295.4	73.9
eng	0.0	0.0
skov	1.9	0.5
mose	5.5	1.4
søer og vandhuller	2.8	0.7
bebygget areal, incl. haver	83.0	20.8
veje, parkeringspl. m.v.	4.5	1.2
andre arealer	1.3	0.4
areal af linieformede småbiotoper	5.9	1.5
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	9.8	51.2
- grøfter og vandløb	0.5	2.2
- hegn og diger	5.5	28.3
- øvrige linieformede	3.6	18.4
Samlet længde liniebiotoper	19.2	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	15.9	120.8
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	9 / 1.9	100
- mose under 2 ha	39 / 5.5	100
- søer under 2 ha	13 / 2.8	100
- andet under 2 ha	19 / 1.3	100
Samlede arelle biotoper	80 / 11.5	.

Området er ganske fattigt på lineære småbiotoper og kun 30 % af disse (6 km) udgøres af hegn og grøfter. Derimod er området særdeles rigt på især våde areelle småbiotoper, som moser og småsøer, men der er også en del beplantninger og bevoksninger samt solitære træer. De areelle biotoper udgør 2/3 af småbiotoparealet.

6.1.5 Område 4: Ringsted

Området gennemskæres n-s af grænsen mellem Kirke-Eskildstrup sogn og Soderup sogn, begge i Tølløse kommune 15 km nord for Ringsted.

Fig. 6.12 Oversigt
Målestok 1:300 000

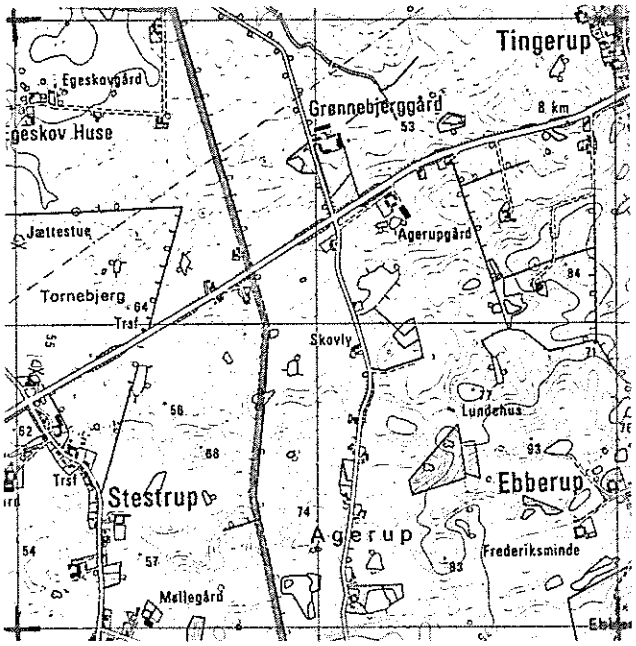


Fig. 6.11 Ringsted-området. 1:25 000

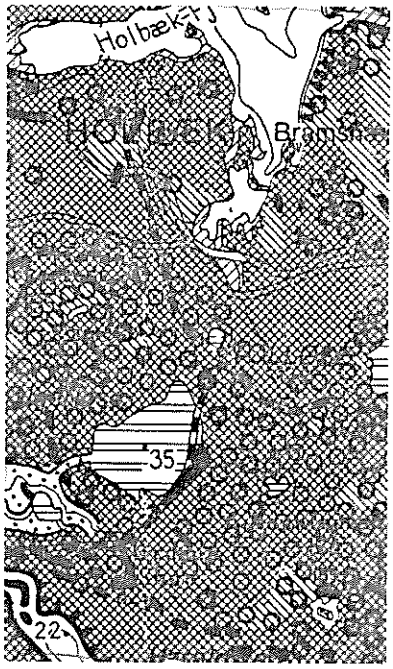


Fig. 6.10. Landskabet
Målestok 1:300 000.

Det består af et småkuperet landskab, der hæver sig fra ca. 50 m højde i NV til over 90 m. i SØ, samtidigt med at det bliver stadigt mere ujævnt. Området syd for landevejen er for en stor dels vedkommende præget af hældninger på mellem 6 og 12 grader, i mindre områder endda over 12 grader.

Geomorfologisk er der tale om et typisk dødisrelief dannet på moræneler, med mange små tørvedannelser i afløbsløse lavninger og stedvis mindre forekomster af smeltevandssand og -grus. Jordbunden består overvejende af sandblandet lerjord.

Næsten 93 % af arealet udgøres af agerland. Herudover er der en del mindre småskove og bevoksninger. Småbiotoper udgør næsten 5 % af arealet.

Bortset fra landsbyen Stestrup ligger gårdene næsten alle i tilknytning til de to veje, der gennemskærer området. Bedrifterne er små til middelstore med en svag tendens til specialisering indenfor den animalske produktion. En ret stor del af det dyrkede areal ligger

på forpagtet jord.
Jagt spiller en vis rolle.

Tabel 6.5
Standardskema for område 4: Ringsted

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	370.6	92.7
eng	0.0	0.0
skov	11.3	2.9
mose	4.5	1.2
søer og vandhuller	4.3	1.1
bebygget areal, incl. haver	0.0	0.0
veje, parkeringspl. m.v.	2.5	0.7
andre arealer	2.3	0.6
areal af linieformede småbiotoper	4.8	1.2
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	4.6	23.3
- grøfter og vandløb	1.3	6.5
- hegn og diger	4.7	23.9
- øvrige linieformede	9.2	46.5
Samlet længde liniebiotoper	19.7	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	17.3	114.4
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	14 / 3.5	31
- mose under 2 ha	22 / 4.5	100
- søer under 2 ha	18 / 4.3	100
- andet under 2 ha	9 / 2.3	100
Samlede arelle biotoper	63 / 14.5	.

Småbiotopindholdet er ganske varieret og omfattende, især for de areelle biotopers vedkommende: Ud over at der er mange, og at de spreder sig på meget forskellige typer, udmærker de sig også ved at være relativt store. Ringsted -området er det område, der opviser det største areal af areelle småbiotoper, dette udgør 3/4 af det samlede småbiotopareal.

6.1.6 Område 5: Bogense

Landbrugsareal: 388.8 ha.

Området ligger i den vestlige del af Klinte sogn og kommune på grænsen til Grindløse kommune, ca. 10 km øst f. Bogense.

Fig. 6.15 Oversigt
Målestok 1:300 000

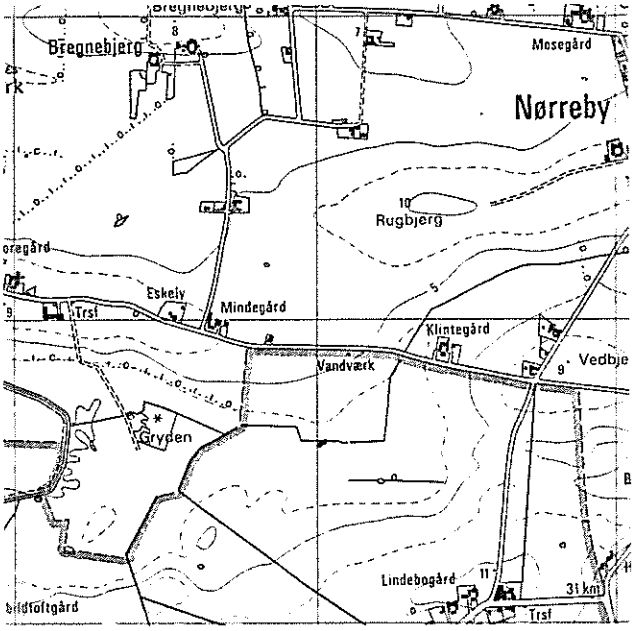


Fig. 6.14 Bogense-området 1:25 000

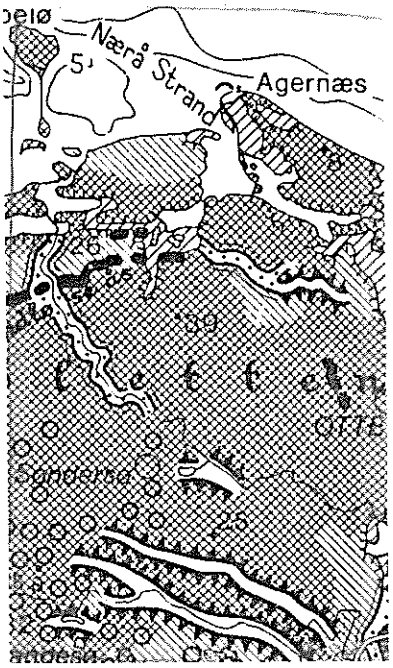


Fig. 6.16 Landskabet
Målestok 1:300 000

Det er et let bølget, lavtliggende landskab, præget af nogle øst-vest-gående drumlinoide sandede og lerede morænebakker, der adskilles af sandede ferskvandsaflejringer. I den SV-lige del ligger den inderste del af det i 1871 inddæmmede Orestrand. Øst for denne ligger et ca. 25 ha stort marint forland (omkring "Gryden"), der strækker sig syd om området over til det i 1924 inddæmmede Klinte Strand. Området har således i stenalderen ligget på en ø.

Jordbunden består overvejende af vekslende grov og fin lerblandet sandjord (FK3) og finsandet jord (FK2) på det marine forland og i det inddæmmede område.

Over 93% af arealet består af agerland, mens bebyggelse samt veje kun udgør 3.8 % tilsammen. Resten, 2.7 %, udgøres af småbiotoper.

Bortset fra landsbyen Vesterbys nordligste gård består bebyggelsen af spredt beliggende gårde. Men 1/3 af jorden hører til gårde beliggende i Vesterby eller Nørreby.

Bedrifterne er overvejende middelstore med en klar lokal tendens til specialisering indenfor svineproduktion.

Tabel 6.7

Standardskema for område 5: Bogense

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	373.9	93.5
eng	0.0	0.0
skov	3.0	0.8
mose	0.2	0.1
søer og vandhuller	0.1	0.1
bebygget areal, incl. haver	11.2	2.8
veje, parkeringspl. m.v.	4.0	1.0
andre arealer	0.5	0.2
areal af linieformede småbiotoper	7.5	1.9
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	8.3	32.4
- grøfter og vandløb	4.7	18.1
- hegn og diger	1.7	6.4
- øvrige linieformede	11.1	43.3
Samlet længde liniebiotoper	25.5	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	23.9	106.8
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	5 / 3.0	100
- mose under 2 ha	4 / 0.2	100
- søer under 2 ha	2 / 0.1	100
- andet under 2 ha	6 / 0.5	100
Samlede arelle biotoper	17 / 3.6	.

Småbiotopindholdet er udpræget fattigt. 2/3 af arealet udgøres af liniære biotoper. Længden af disse svarer til gennemsnittet for alle områder, men 3/4 af længden består af vejrabatter og skel, og andelen af flerfoldsbiotoper er meget ringe. Blandt de areelle udviser kun bevoksningerne et areal af nævneværdig betydning.

6.1.7 Område 6: Åmosen

Landbrugsareal: 379.3 ha.

Åmose å, der løber gennem området fra NV til SØ, danner administrativ grænse mellem den sydligste del af Holmstrup sogn, der ligger i Tornved kommune, og Reerslev sogn beliggende i Høng kommune.

Fig. 6.18 Oversigt
Målestok 1:300 000

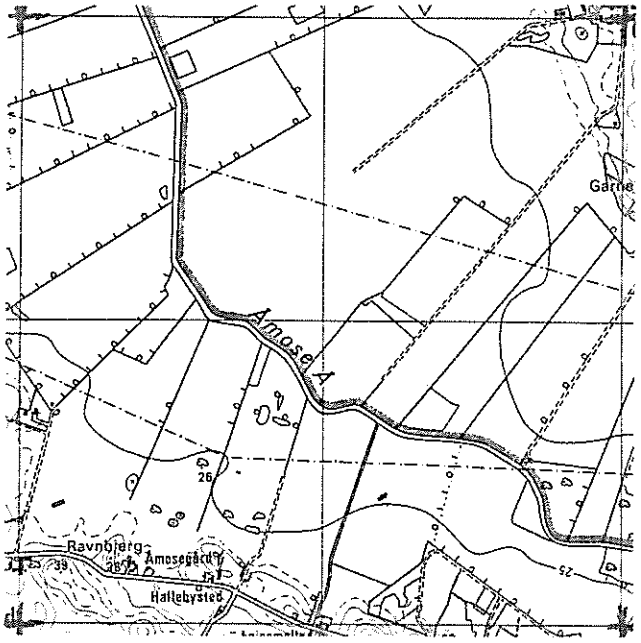


Fig. 6.17 Åmose-området. 1:25 000

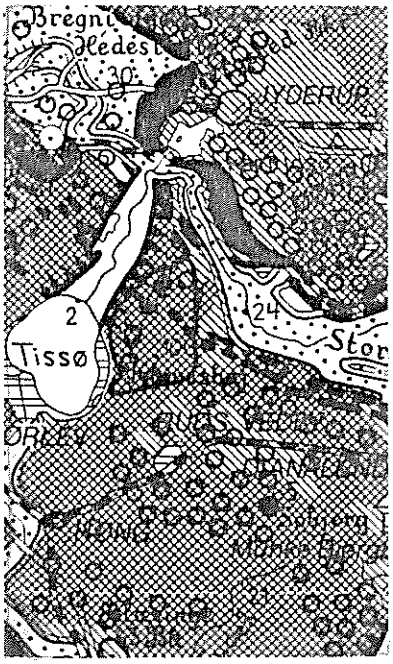


Fig. 6.19 Landskabet
Målestok 1:300 000

90 % af området er beliggende i 25 m. højde i Åmoselavningen, en kilometerbred ekstramarginal smeltevandsfloddal, der forløb gennem Saltbæk vig til Kattegat på et tidspunkt, da isen endnu lå i Store Bælt og omkring Tissø, og hindrede afløb mod vest. Siden har der ovenpå de sandede aflejringer ophobet sig store tørvelag, som idag helt dominerer Åmosen. I det NØ-lige og det SV-lige hjørne rejser morænelandskaber sig . I NØ findes ret sandede aflejringer af smeltevandsgrus præget af opstemning , i SV findes derimod lerede aflejringer.

Jordbunden svarer hertil, med humusjord (FK7) i dalbunde, lerjord og sandblandet lerjord på de sydlige dalskrænter (FK5 og 4) og lerblandet sandjord (FK3) på de nordøstlige. 91 % af området er udnyttet til agerland. Kun 1.1 % anvendes til bebyggelse og veje, og kun 2 % er registreret som mose, hvoraf 18% ligger som arealer under 2 ha, altså som

småbiotoper. Området indeholder ingen søer eller vandhuller. Derimod er 3.8% af arealet dækket af skov, idet den nordlige del af Løjesmølle skov, der breder sig ind i felt 4, udgør over halvdelen af områdets skovareal, mens 1/5 af skovarealet udgøres af småbiotoper. Ialt udgør småbiotoperne 4% af arealet.

Den sparsomme bebyggelse ligger som enkeltgårde i udkanten af området, på Ådalens kanter. Der er en meget varieret bedriftsstørrelse, med tydeligt lokal tendens til specialisering indenfor den animalske produktion.

Tabel 6.8
Standardskema for område 6: Åmosen.

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	362.3	90.6
eng	0.0	0.0
skov	15.0	3.8
mose	8.0	2.0
søer og vandhuller	0.0	0.0
bebygget areal, incl. haver	2.4	0.6
veje, parkeringsal. m.v.	1.7	0.5
andre arealer	1.2	0.3
areal af linieformede småbiotoper	9.1	2.3
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	**km**	**%**
linieformede		
- vejrabatter	5.9	23.2
- grøfter og vandløb	7.3	28.7
- hegn og diger	4.0	15.6
- øvrige linieformede	8.3	32.6
Samlet længde liniebiotoper	25.3	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	23.0	109.9
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	10 / 3.3	21
- mose under 2 ha	10 / 1.4	18
- søer under 2 ha	0 / 0.0	
- andet under 2 ha	6 / 1.2	100
Samlede arelle biotoper	26 / 5.8	.

Småbiotopindholdet er arealmæsssigt gennemsnitligt, med ca. 60% af arealet bestående af 25 km linieformede biotoper. Af disse udgøres 44 % af grøfter, vandløb og hegn. De arelle er især mindre moser, beplantninger og bevoksninger samt vildtremiser. De forekommer i øvrigt koncentreret, især i den NØ-lige del af området, mens andre delområder er totalt blottet for småbiotoper. Denne meget ejendomsspecifikke småbiotopforekomst vidner om de særlige historiske forhold, der knytter sig til arealanvendelsens udvikling i området, hvor der foregik en omfattende tørvegravning under 2. verdenskrig.

6.1.8 Område 7: Suså

Landbrugsareal: 342.2 ha.

Området ligger umiddelbart NV for Glumsø by mellem Ringsted og Næstved. Bortset fra de allervestligste, hovedsageligt skovdækkede partier, der ligger i Næsby sogn, er området beliggende i Glumsø sogn. Hele området hører administrativt til Suså kommune.

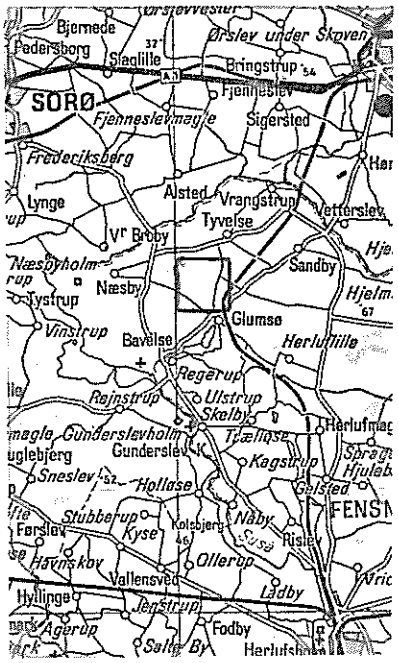


Fig. 6.21 Oversigt
Målestok 1:300 000

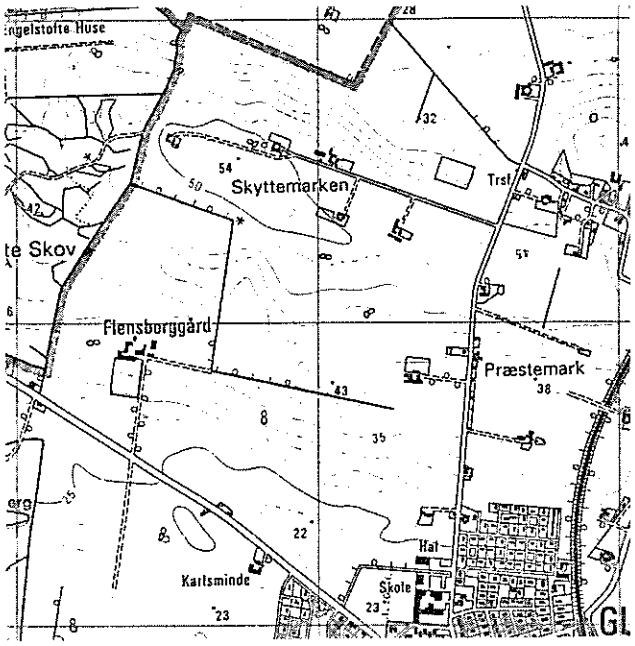


Fig. 6.20 Suså-området. 1:25 000

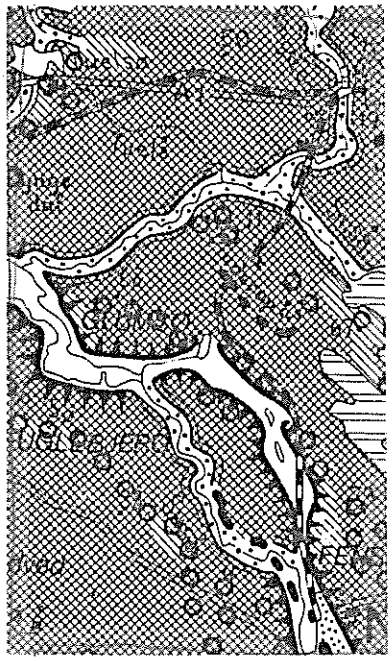


Fig. 6.22 Landskabet
Målestok 1:300 000

Området er domineret af langstrakte ØSØ-VNV--vendte lerede morænebakker (`floated moraines`) omkring Skyttemarken og nord for Åse, der hæver sig op til ca. 50 m.. Nord og syd herfor sænker landskabet sig jævnt til ca. 25 m. højde. Den sydvestlige del af området danner overgang til det langt mere afvekslende relief syd og vest for Glumsø, præget af "Tunneldals-systemet" omkring Tystrup-Bavelse, Glumsø sø og området omkring Torpe kanal.

Størstedelen af området er præget af moræneler, men i sydvest og nord for Glumsø by ligger aflejringer af smeltevandssand. I lavningerne, navnlig på det jævne terræn nedenfor nordskråningen af Skyttemarken ligger nogle mindre forekomster af ferskvandssand og -tørv.

Jordbundsmæssigt angives 90% af området som sandblandet lerjord (FK4) mens det nordøstligste og det sydvestligste område og området

sydvest for Karlsminde angives som lerblandet sandjord (FK3).

Kun 84% af arealet udgøres af agerland, idet de østligste dele af Engelstofte Skov og Vesterskov udgør 6.1 % og byudviklingen nord for Glumsø har betydet, at det bebyggede areal idag udgør 8.4 % af arealet. Forekomsten af småbiotoper er ganske ringe: Ialt dækker disse 4.9 ha eller 1.2 % af områdets areal.

Landbrugsbebyggelsen ligger spredt, med undtagelse af den lille landsby Åse. Brugene omkring denne består af middelstore , godt arronderede bedrifter. Området er i øvrigt domineret af en enkelt stor bedrift, Flensborggård, der råder over 170 ha, incl. 40 ha tilforpagtede arealer. Denne drives ligesom flere andre bedrifter med ren vegetabilsk produktion, men herudover eksisterer der en tydelig specialisering indenfor svineproduktion i området, ligesom der også blandt de mindre brug er en del jord, der er forpagtet.

Tabel 6.9
Standardskema for område 7: Suså

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	335.3	83.9
eng	0.0	0.0
skov	24.4	6.1
mose	0.0	0.0
søer og vandhuller	0.3	0.1
bebygget areal, incl. haver	33.5	8.4
veje, parkeringspl. m.v.	2.3	0.6
andre arealer	1.2	0.3
areal af linieformede småbiotoper	3.4	0.9
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	**km**	**%**
linieformede		
- vejrabatter	4.9	39.9
- grøfter og vandløb	1.0	8.2
- hegn og diger	2.0	16.3
- øvrige linieformede	4.4	35.8
Samlet længde liniebiotoper	12.1	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	11.7	104.3
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	1 / 0.1	0
- mose under 2 ha	0 / 0.0	
- søer under 2 ha	7 / 0.3	100
- andet under 2 ha	7 / 1.2	100
Samlede arelle biotoper	15 / 1.5	.

Området er fattigt på småbiotoper. Af det lille småbiotopareal udgør de liniere næsten

70 %, og af disses 12 km længde udgør rabatter og markskel 3/4. Andelen af flerfoldsbiotoper er meget lav. Af de 15 arelle småbiotoper er halvdelen mergelgrave. Herudover er der i området anlagt 5 vildtremiser.

6.1.9 Område 8. Møn

Landbrugsareal: 373.4 ha

Området, der ligger 5 km sydvest for Stege, er næsten helt beliggende i Damsholte sogn og kommune.

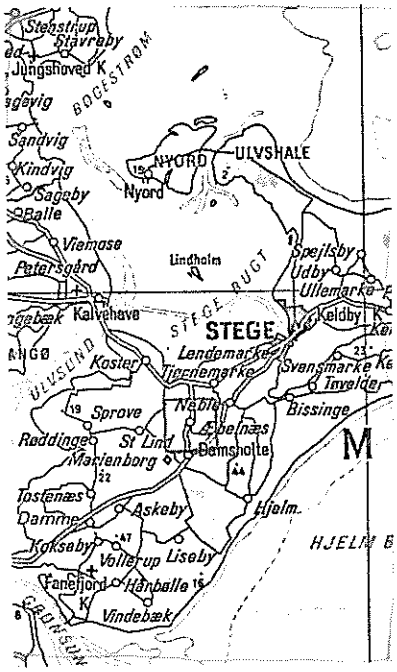


Fig. 6.24 Oversigt
Målestok 1:300 000

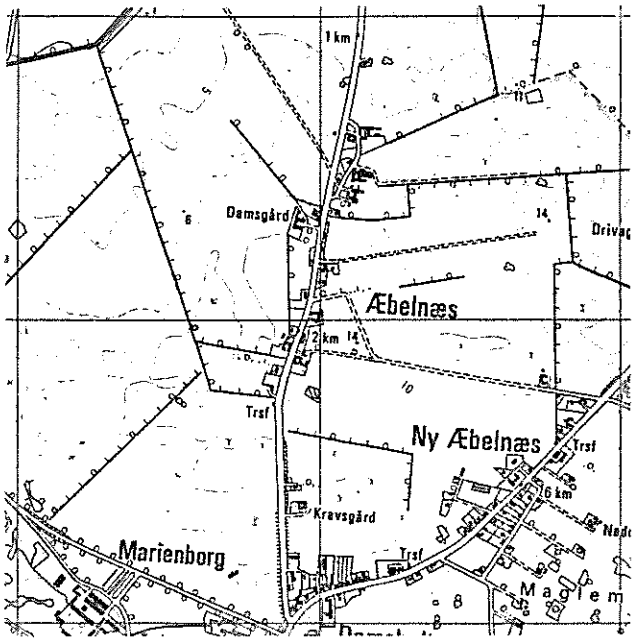


Fig. 6.23 Møn-området. 1:25 000

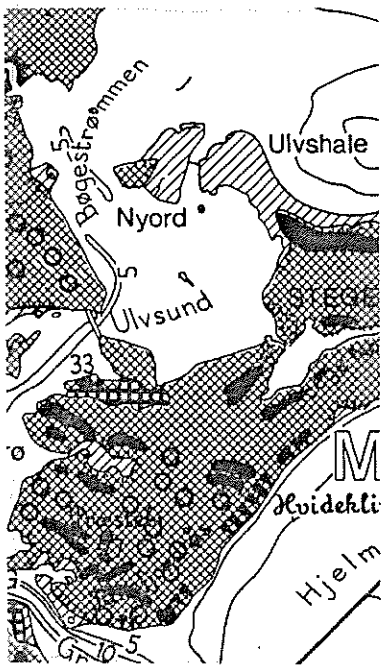


Fig. 6.25 Landskabet
Målestok 1:300 000

Det nordvestlige hjørne ligger under havniveau i det inddæmmede Kostervig. Sydøst herfor breder sig et jævnt lavtliggende bakkeland (højeste punkt: 15 m). I det sydøstlige hjørne ligger et fugtigbundsområde, der er en del af en oprindelig mosefyldt, men nu for størstedelen opdyrket lavning, der kan følges i terrænet lige fra Stege Nor, syd om Damsholte og mod vest til Rødinge.

Jordbundsmæssigt er den højst liggende halvdel af området, der strækker sig fra SV til NØ, angivet som lerjord (FK5), mens områderne NV og SØ herfor er er karteret som sandblandet lerjord (FK4). Formentlig er der dog også en del humusjord i det sydøstlige område.

Især på grund af de store haveanlæg i tilknytning til godset Marienborg samt de mange landarbejderboliger, der historisk også har knyttet sig til godset, er det bebyggede areal i dette rene landbrugsområde ret stort, næsten 7%. Agerland udgør 90%. Resten dækkes af veje og småbiotoper. Disse udgør kun lidt over 2% af arealet.

Den vestlige del af området er domineret af det næsten 1200 ha store Marienborg gods, mens landsbyen Æblenæs, med sine middelstore og godt arronderede brug breder sine jorder over områdets centrale og østlige del. Ny Æblenæs består hovedsageligt af landarbejderboliger og små husmandsbrug, hvis jorder ligger på den stadigt mange steder fugtige Maglemose. Den sydlige bebyggelse Damsholte har hovedsageligt sine jorder liggende udenfor området.

Bedrifterne er generelt kendetegnet ved høj grad af specialisering indenfor produktion og avl af svin. Markstørrelsen er stor, gennemsnitligt 12.5 ha., bl.a. betinget af godset.

Tabel 6.10
Standardskema for område 8: Møn.

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	360.6	90.2
eng	0.3	0.1
skov	0.8	0.2
mose	2.1	0.6
søer og vandhuller	0.3	0.1
bebygget areal, incl. haver	27.5	6.9
veje, parkeringspl. m.v.	3.0	0.8
andre arealer	0.1	0.1
areal af linieformede småbiotoper	5.6	1.4
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	7.8	39.2
- grøfter og vandløb	0.6	3.0
- hegn og diger	6.3	31.9
- øvrige linieformede	5.2	26.1
Samlet længde liniebiotoper	19.8	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	16.8	117.6
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	2 / 0.8	100
- mose under 2 ha	11 / 2.1	100
- søer under 2 ha	4 / 0.3	100
- andet under 2 ha	7 / 0.1	100
Samlede arelle biotoper	24 / 3.3	.

Småbiotopindholdet er især i områdets vestlige del fattigt og præget af de generelt store markflader. De liniere småbiotopers areal udgør næsten 2/3 af det samlede småbiotopareal. Kun 1/3 af længden udgøres af hegn og diger og længden af våde liniære biotoper er ringe (ialt 600 m). De areelle biotoper domineres af småmoser, mergelgrave og solitære træer.

6.1.10 Område 9. Bøtø

Landbrugsareal: 384.4 ha.

Området ligger mellem Nykøbing og Gedser i Væggerløse sogn, Sydfalster kommune. Dog ligger det vestligste område, vest for den N-S-gående Marrebæk kanal, i Skelby sogn, samme kommune.

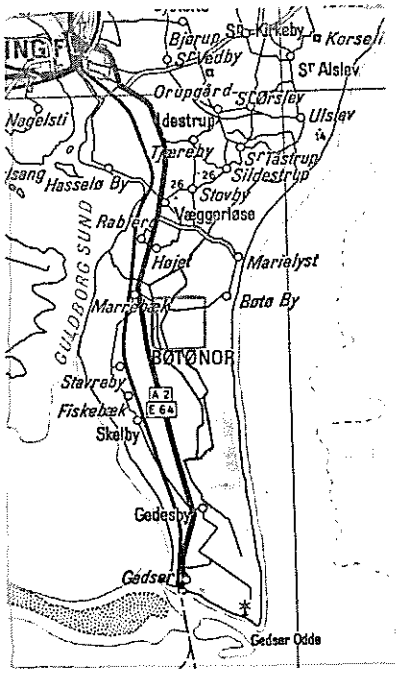


Fig. 6.27 Oversigt
Målestok 1:300 000

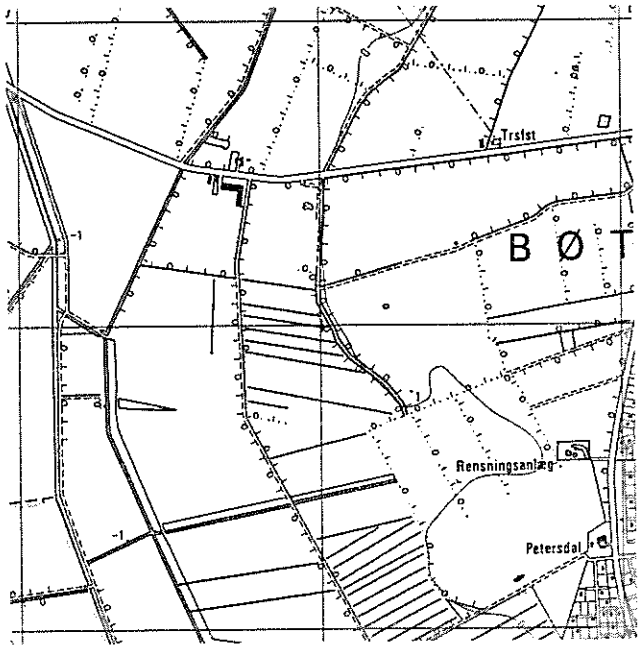


Fig. 6.26 Bøtø-området. 1:25 000

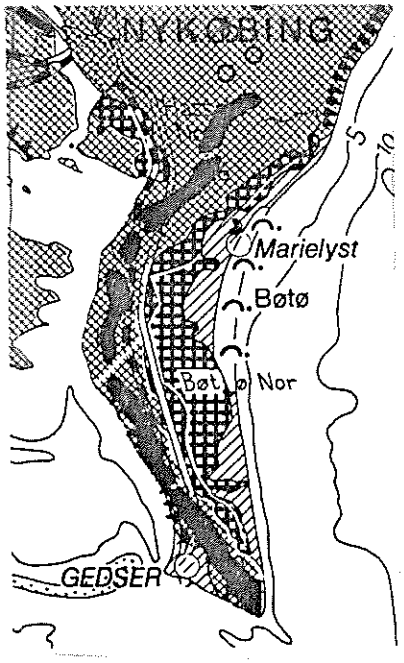


Fig. 6.28 Landskabet
Målestok 1:300 000

Hele området er ganske fladt, beliggende mellem -1 og 2 meters højde. Den vestlige del, Bøtø nor, er tidligere hav, hvis afvanding påbegyndtes 1861 med bygningen af Marrebæk kanal ud til Guldborgsund. Den østlige del ligger på den tidligere ø Bøtø, et system af unge feddannelser, dannet i ly af Falsters østlige landtange.

De sandede jorder hører til de ringeste i Øst-Danmark og angives som finsandet jord (FK2), i den østligste del af området endda grovsandet jord (FK1). I NV findes dog et område på ca. 25 ha, hvor der er højtliggende kalkgrund, stærkt oprodet af istidens gletchere, et forhold som præger jordbunden i en grad, så denne har fået betegnelsen speciel jordtype (FK8). Jordbunden her er muligvis herudover noget mere lerrig end i resten af området.

Næsten hele det inddæmmede areal er blevet

opdyrket, og ager udgjorde i 1981 90% af arealet. De bebyggede arealer har indtil 60´erne været ekstremt små (under 0.6%), men er siden steget under påvirkning af de store sommerhusområder øst for området, så det idag udgør 2.3 %. Også skovarealerne har været svagt stigende og udgør nu 2.4%, i vid ustrækning udformet som brede læbælter, der på grund af deres udstrækning falder udenfor småbiotopdefinitionen. Egentlige småbiotoper udgør 4% af arealet.

Kun 4 gårde har deres bebyggelse liggende inde på det lavtliggende område, der i øvrigt er domineret af store brug, dog med en del mindre til middelstore brug i felt 1. Ingen af de interviewede bedrifter havde blandet drift med både kvæg- og svinebesætning. Mange har sat køerne ud, men der er iøvrigt ingen klar lokal specialiseringstendens.

Tabel 6.11
Standardtabel for område 9: Bøtø

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	360.8	90.2
eng	0.0	0.0
skov	9.3	2.4
mose	0.1	0.1
søer og vandhuller	0.4	0.1
bebygget areal, incl. haver	9.1	2.3
veje, parkeringspl. m.v.	2.4	0.6
andre arealer	5.0	1.3
areal af linieformede småbiotoper	13.3	3.4
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	8.2	19.6
- grøfter og vandløb	15.4	36.7
- hegn og diger	14.2	33.8
- øvrige linieformede	4.2	10.1
Samlet længde liniebiotoper	41.9	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	28.9	145.0
	antal	ha	%
areelle			
- skov under 2 ha	18	5.6	60
- mose under 2 ha	2	0.1	100
- søer under 2 ha	4	0.4	100
- andet under 2 ha	5	2.9	58
Samlede arelle biotoper	29	8.9	.

60% af småbiotoparealet udgøres af lineære småbiotoper, hvis samlede længde er på over 40 km. Tilmed består over 70% af denne længde af hegn, diger og grøfter. En stor del af dem optræder dog som flerfoldsbiotoper, f.eks. som hegn langs grøfter. Også de are-

elle småbiotoper udgør en god sammensætning, vurderet udfra standardskemaet; der er mange beplantninger og bevoksninger, og flere småsøer og mosehuller.

Alligevel er området i forbindelse med feltregistreringen vurderet som markant afvigende, og lidet righoldigt hvad angår småbiotoper. Dette hænger især sammen med de historiske forhold omkring det i vid ustrækning meget unge småbiotopindhold.

Den historiske udvikling af områdets småbiotoper er behandlet i afsnit 8.1.

6.1.11 Område 10: Højreby

Landbrugsareal: 383.5 ha

Området ligger midt imellem Rødby og Nakskov i Højreby kommunes sydligste sogn, Landet.

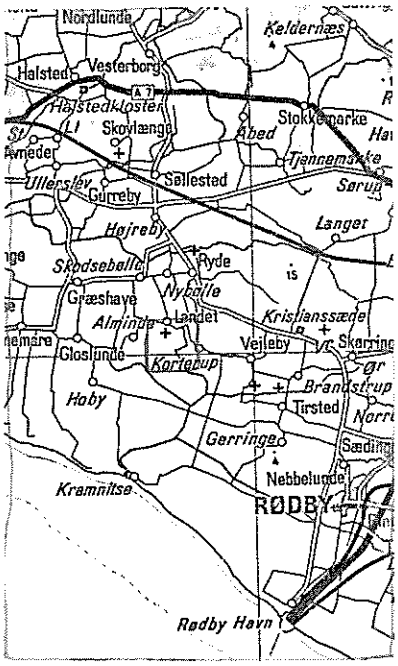


Fig. 6.30 Oversigt
Målestok 1:300 000

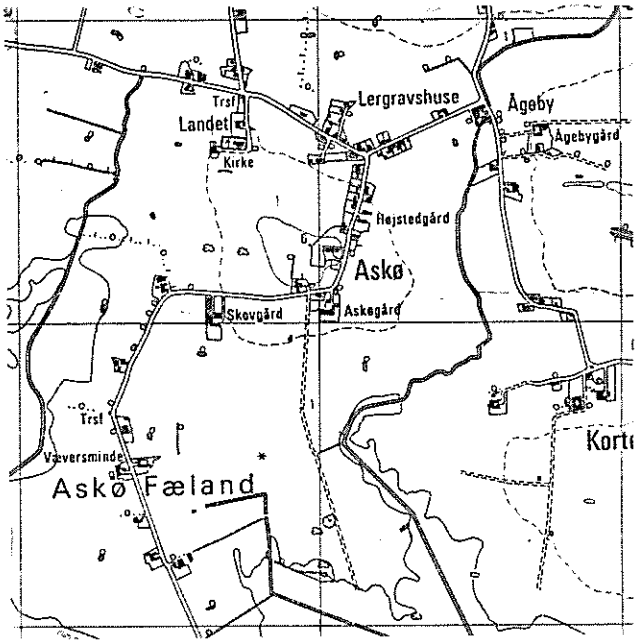


Fig. 6.29 Højreby-området. 1:25 000

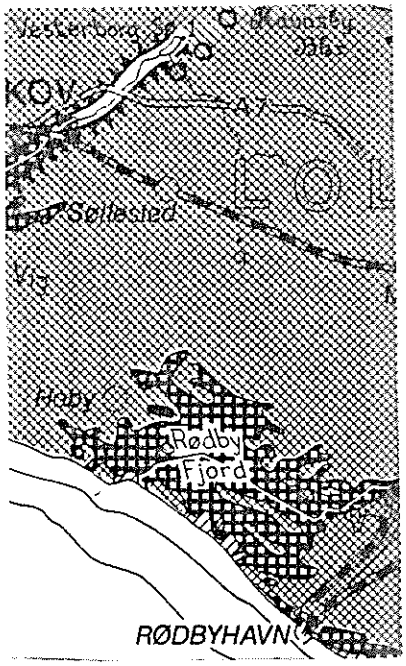


Fig. 6.31 Landskabet
Målestok 1:300 000

Det består af en jævn moræneflade, der næsten går i eet med de nordligste forgreninger af den tørlagte Rødby fjord. Højeste punkt i området er 6 meter, og størstedelen ligger under 2 m. over havet.

Jordbunden består overalt af fed, frugtbar lerjord (FK5).

Området er tæt opdyrket, med over 93% ager, næsten 5% bebyggelse og vejareal, og 1.9% småbiotoper.

Bebyggelsen omfatter den relativt højtliggende landsby Askø, samt et antal spredte gårde og huse. Der er en del små til mellemstore brug samt et par større gårde, næsten alle med en klar specialisering indenfor vegetabilsk produktion (sukkerroer), evt. suppleret med svineproduktion. Der er næsten ingen malkekvæg.

Tabel 6.12

Standardskema for område 10: Højreby.

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	373.6	93.4
eng	0.0	0.0
skov	0.4	0.1
mose	0.1	0.1
søer og vandhuller	0.8	0.2
bebygget areal, incl. haver	16.6	4.2
veje, parkeringspl. m.v.	2.8	0.7
andre arealer	0.3	0.1
areal af linieformede småbiotoper	5.8	1.5
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	6.2	43.7
- grøfter og vandløb	6.3	44.7
- hegn og diger	0.8	5.7
- øvrige linieformede	0.9	6.1
Samlet længde liniebiotoper	14.1	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	13.6	104.0
	antal	ha	%
areelle			
- skov under 2 ha	4	0.4	100
- mose under 2 ha	1	0.1	100
- søer under 2 ha	32	0.8	100
- andet under 2 ha	7	0.3	100
Samlede arelle biotoper	44	1.5	.

Biotopmønstret er udpræget fattigt. De 14.1 km linieformede består næsten udlukkende af vejrabatter samt to vandløb, der skærer gennem området plus en kanal, der er beliggende på det inddæmmede areal. Bortset fra et stort antal mergelgrave er de fleste areelle småbiotoptyper næsten fraværende.

Den historiske udvikling af området småbiotoper er behandlet i afsnit 8.1.

6.1.12 Område 11. Ringe

Landbrugsareal: 384.4 ha

Området ligger 3 km NNØ for Ringe på grænsen mellem Søllinge og Ringe sogne i Ringe kommune.

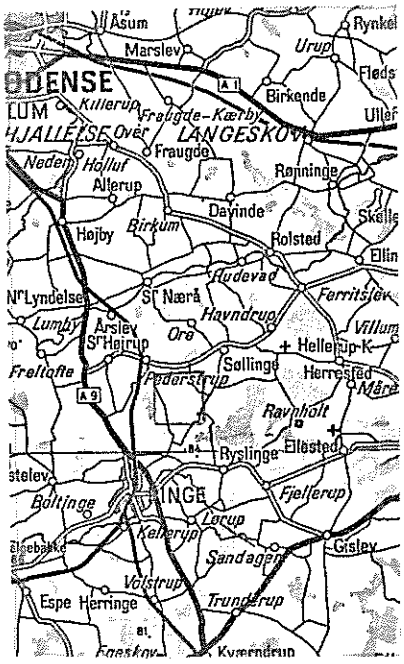


Fig. 6.33 Oversigt
Målestok 1:300 000

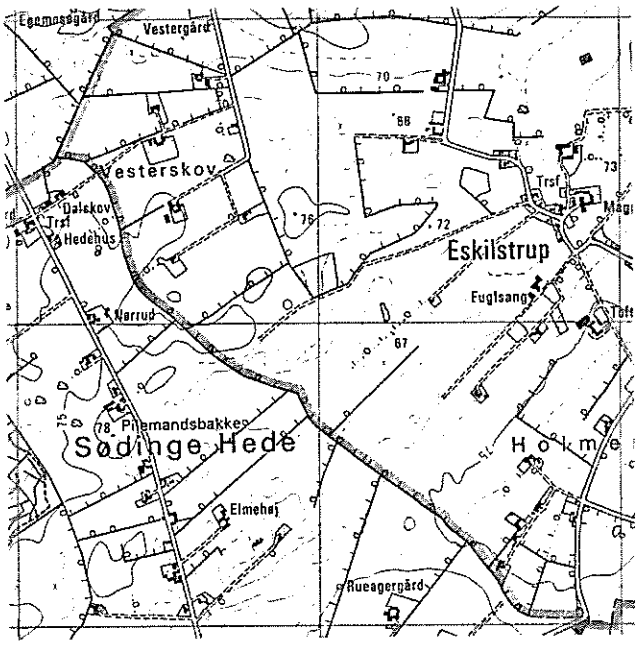


Fig. 6.32 Ringe-området. 1:25 000

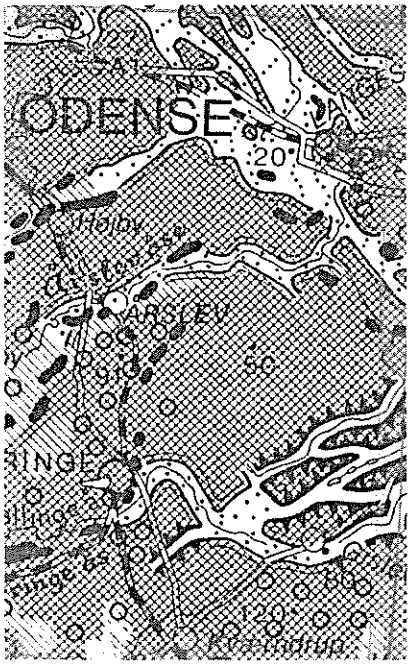


Fig. 6.34 Landskabet
Målestok 1:300 000

Det er et relativt højtliggende (mellem 65 og 80 m) jævnt bakket, leret moræneland, der navnlig i den sydøstlige del bærer præg af en vis orientering i NØ-SV retning. En del mindre lavninger er præget af ferskvandstørv og -dynd. Et areal på ca. 25 ha midt i området er præget af smeltevandssand, og jordbundsmæssigt er dette angivet som lerblandet sandjord (FK3). Resten af området er domineret af sandblandet lerjord (FK4).

Næsten 92% af arealet var i 1981 agerland, mens bebyggelse og veje optog næsten 5%. En mindre del af Lammehale skov ligger indenfor området, men bortset herfra er resten af området, 2.9%, dækket af småbiotoper.

Bebyggelsesmæssigt er området præget af at være tidligere overdrevsområde for de omkringliggende landsbyer. Bortset fra de middelstore gårder i Eskildstrup, der dominerer områdets NØ-lige del, består bebyggelsen næsten udelukkende af husmandskolonier. Det gælder Sødringe Hede i Ringe sogn og Vesterskov og Holmen i Søllinge sogn. Af de 23 interviewede

brug i området er 11 under 10 ha. Der er en markant tendens til specialisering indenfor malkekvæg, hvilket også viser sig i en meget høj malkekvægstæthed i forhold til resten af områderne (men svarende til forholdene på Sydfyn i almindelighed, jvf. kap. 2) . Den gennemsnitlige markstørrelse er ekstremt lille, 3.1 ha.

Tabel 6.13
Standardskema for område 11: Ringe

Areal - typer	reg. 1981	
	ha,	%
ager	369.4	92.4
eng	0.0	0.0
skov	2.8	0.7
mose	0.1	0.1
søer og vandhuller	0.7	0.2
bebygget areal, incl. haver	15.7	4.0
veje, parkeringspl. m.v.	3.4	0.9
andre arealer	0.4	0.1
areal af linieformede småbiotoper	8.0	2.0
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	8.5	32.3
- grøfter og vandløb	1.6	6.0
- hegn og diger	11.8	45.0
- øvrige linieformede	4.5	16.9
Samlet længde liniebiotoper	26.2	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	22.3	118.0
	antal	ha	%
areelle			
- skov under 2 ha	3	2.8	100
- mose under 2 ha	1	0.1	100
- søer under 2 ha	15	0.7	100
- andet under 2 ha	8	0.4	100
Samlede arelle biotoper	32	3.7	.

Den arealmæssigt relativt ringe dækning med småbiotoper fordeler sig med ca. 1/3 som areelle og resten som linieformede. Kvaliteten af disse er god, idet hegn og grøfter udgør over halvdelen. Derimod er de arelle biotoper generelt små, og størstedelen af dem er mergelgrave. Dog må man hæfte sig ved nogle større bevoksninger samt nogle remiser, der vidner om jagtens betydning i området.

6.1.13 Område 12. Glamsbjerg

Landbrugsareal: 379.4 ha

Området ligger 7 km SØ for Glamsbjerg. Den sydvestligste del af området ligger i Hårby sogn og kommune, mens hovedparten ligger i Nr. og Sdr. Broby sogne, Broby kommune.

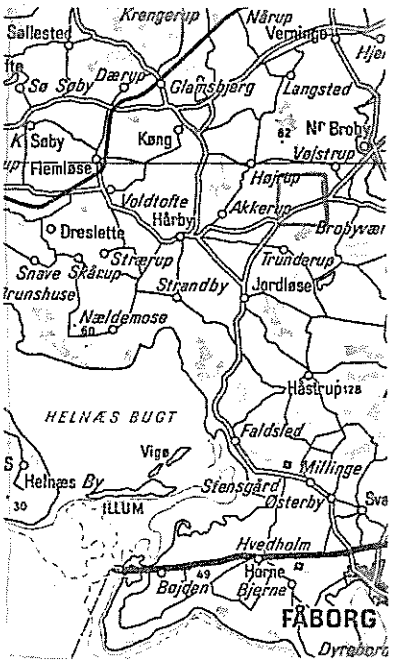


Fig. 6.36 Oversigt
Målestok 1:300 000

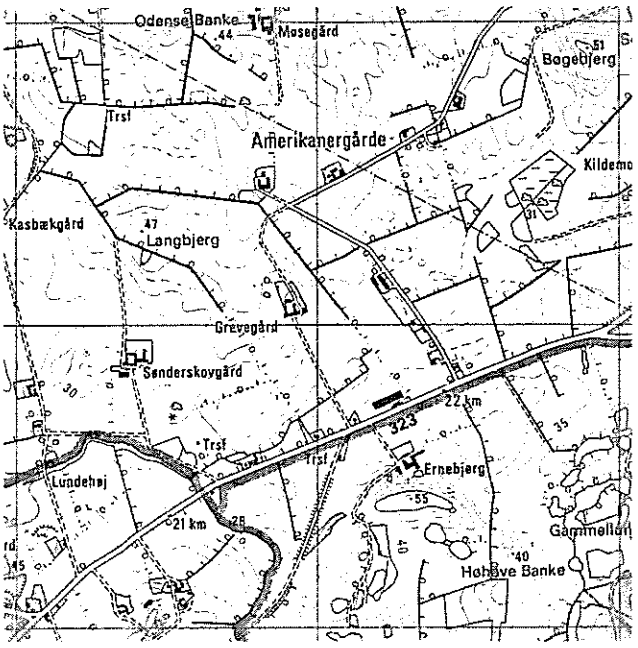


Fig. 6.35 Glamsbjerg-området. 1:25 000

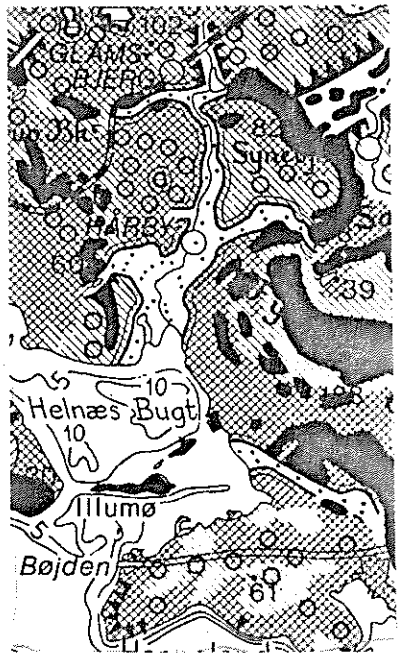


Fig. 6.37 Landskabet
Målestok 1:300 000

Det komplicerede landskab kan betragtes som en udløber af endemorænesystemet, der strækker sig fra Glamsbjerg over Synebjerg og de Fynske Alper til Fåborg, idet dette system næsten omkranser området. Det kan opdeles i et nordligt, jævnt bakket landskab i 35-50 m.s højde, overvejende præget af moræneler, en relativt flad dalsænkning, der strækker sig fra NØ og ned i gennem området til Lundehøj i 25-35 m.s højde domineret af smeltevandssand og i dalbundene ferskvandssand, -tørv og -dynd, og et sydligt kuperet landskab i 35-55 m.s højde, delvist med dødiskarakter, præget af vekslende moræneler, smeltevandssand og ferskvandstørv. I områdets SV-lige hjørne findes mindre forekomster af morænesand og -grus, der har været udnyttet til råstofgravning.

Næsten hele området er - bortset fra to større moseområder - jordbundsmæssigt karakteriseret som lerblandet sandjord (FK3). De varierede kvartærgeologiske forhold til trods,

er der imidlertid kun taget 5 jordprøver i området i tilknytning til DDJ, og der er grund til at antage, at der er ganske betragtelige lokale variationer, hvad angår jordbunden.

88% af arealet er opdyrket, 3.5% udgøres af skov, 3.7% af bebygget areal og veje, og 1.6% mose, søer og vandhuller. Småbiotoperne dækker et ret stort areal, ialt 5.2% af området.

Bebyggelsen består af spredt gårdbebyggelse med meget forskellig bedriftsstørrelse og en land- brugsmæssig set rimelig arrondering. På nogle brug er man overgået til specialiseret drift indenfor gartneri og frugtavl, ligesom en del brug drives uden besætning. Men på relativt mange brug havde man i 1981 fortsat blandet drift med såvel malkekøer som svineproduktion. Den gennemsnitlige markstørrelse er særdeles lille.

Tabel 6.14
Standardtabel for område 12: Glamsbjerg

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	369.4	92.4
eng	0.0	0.0
skov	2.8	0.7
mose	0.1	0.1
søer og vandhuller	0.7	0.2
bebygget areal, incl. haver	15.7	4.0
veje, parkeringspl. m.v.	3.4	0.9
andre arealer	0.4	0.1
areal af linieformede småbiotoper	8.0	2.0
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	8.5	32.3
- grøfter og vandløb	1.6	6.0
- hegn og diger	11.8	45.0
- øvrige linieformede	4.5	16.9
Samlet længde liniebiotoper	26.2	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	22.3	118.0
	antal	ha	%
areelle			
- skov under 2 ha	3	2.8	100
- mose under 2 ha	1	0.1	100
- søer under 2 ha	15	0.7	100
- andet under 2 ha	8	0.4	100
Samlede arelle biotoper	32	3.7	.

Småbiotopindholdet er på alle måder rigt. Arealet fordeler sig med 50% liniære og 50% areelle biotoper. Området indeholdt i 1981 næsten 32 km lineære biotoper (8.4 km pr.

kv.km. agerland) , hvoraf over halvdelen var hegn, især de for Sydfyn karakteristiske syrenhegn. Næsten 1/4 af områdets landskabslinier består af flerfoldsbiotoper, bl.a. en del træbevoksning langs vandløb og grøfter. Også de areelle optræder hyppigt og med pæne arealer, og der er en god sammensætning af våde og tørre småbiotoper, idet såvel de mange moser som de talrige småbevoksninger må fremhæves.

Den historiske udvikling af området småbiotoper er behandlet i afsnit 8.1

6.1.14 Område 13. Bramsnæs

Området ligger ved bunden af Roskilde fjords vestligste del, Lejre vig, hovedsageligt i Lyndby sogn, beliggende i Bramsnæs kommune.

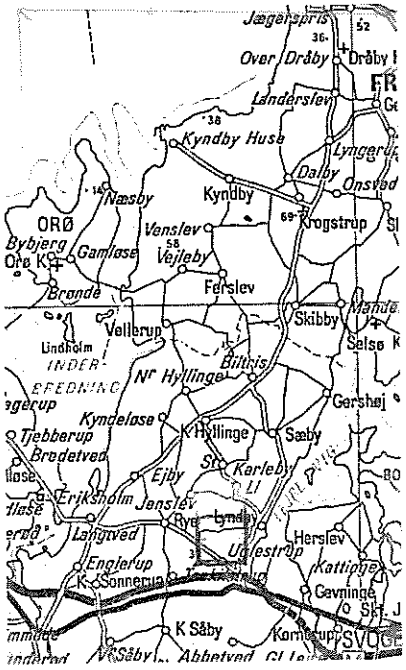


Fig. 6.39 Oversigt
Målestok 1:300 000

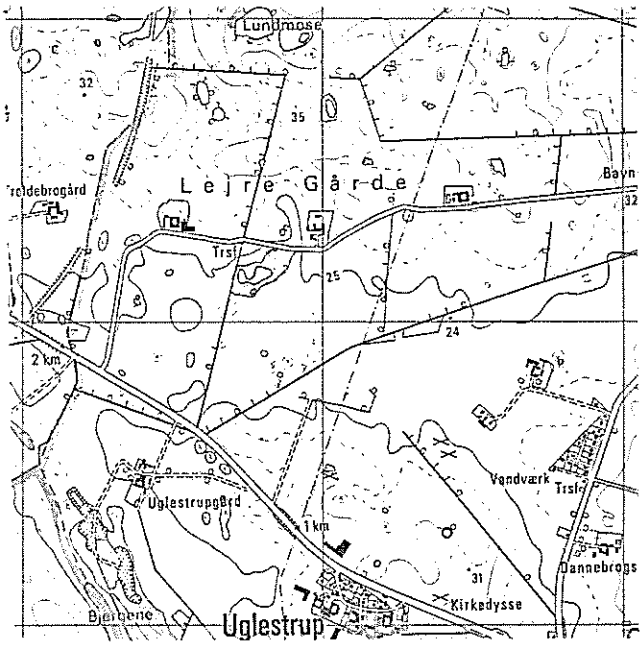


Fig. 6.38 Bramsnæs-området. 1:25 000

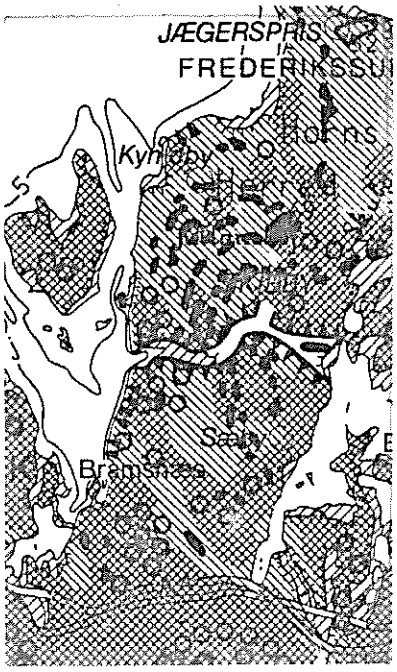


Fig. 6.40 Landskabet
Målestok 1:300 000

Den nordlige trediedel af området er præget af et småbakket til småkuperet moræneland i 25-35 m.s højde, domineret af moræneler og mange små afløbsløse lavninger med ferskvandstørv. Syd herfor ligger et relativt fladt 25 m. højt saddelformet morænelersterræn, der synker svagt både ud mod kysten og ind mod et dalstrøg, der strækker sig fra Uglestrup mose og op omkring Ejby å. Dalstrøget, der er præget af smeltevandsgrus og tørveaflejringer, gennemskærer det SV-lige hjørne netop på et sted, hvor nogle åsbakker, Bjergene, rager op. I det sydlige område omkring Uglestrup hæver landskabet sig igen til et mere jævnt bølget moræneland med overvejende ler, men også større forekomster af smeltevandsgrus.

Jordbundsmæssigt dominerer sandblandet lerjord (FK4) med større forekomster af lerblandet sandjord i de lavere liggende områder mod øst og vest. Der er et mindre område med humusjord mellem Uglestrup og Bjergene.

92% af arealet er ager, mens bebyggelse og

veje dækker 3.4% Der er næsten ingen skov i området (0.7%). Småbiotoper dækker lidt over 4% af arealet.

Bebyggelsen består hovedsageligt af spredte udflyttergårde fra det stjerneudskiftede Lyndby og Uglestrup samt en mindre parcelhusudstykning fra omkring 1960, der vidner om en vis urbanisering. Landbrugsbebyggelsen er domineret af middelstore til store, godt arronderede bedrifter, der gennemgående er ret specialiserede, men uden nogen særlig markant lokal tendens. Den gennemsnitlige markstørrelse er ekstrem høj, 14.3 ha.

Tabel 6.15
Standardskema for område 13: Bramsnæs

Areal - typer	reg. 1981	
	ha	%
ager	369.0	92.3
eng	0.0	0.0
skov	2.6	0.7
mose	5.6	1.4
søer og vandhuller	3.2	0.8
bebygget areal, incl. haver	10.9	2.8
veje, parkeringspl. m.v.	2.4	0.6
andre arealer	0.9	0.3
areal af linieformede småbiotoper	5.8	1.5
Samlet areal	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%
linieformede		
- vejrabatter	5.7	32.5
- grøfter og vandløb	1.1	5.9
- hegn og diger	4.0	22.7
- øvrige linieformede	6.8	39.1
Samlet længde liniebiotoper	17.4	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	15.3	113.7
	antal / ha	%
areelle		
- skov under 2 ha	3 / 1.6	62
- mose under 2 ha	14 / 5.6	100
- søer under 2 ha	18 / 3.2	100
- andet under 2 ha	14 / 0.9	100
Samlede arelle biotoper	49 / 11.2	.

Området har en overgennemsnitlig forekomst af areelle småbiotoper (både antals- og arealmæssigt), mens længden af linieforemede biotoper ligger under gennemsnittet og i øvrigt er domineret af skel og vejrabatter. Af det samlede småbiotopareal udgør de linieformede kun ca. 1/3. Blandt de areelle må især fremhæves de relativt mange moser og vandhuller, samt det store grusgravningsområde SV for Uglestrup.

6.2 UDBREDELSEN AF DE ENKELTE BIOTOPTYPER

6.2.1 Veje

Veje (egl. vejrabatter) som småbiotop omfatter rabatter ved markveje (ofte karakteriseret ved ud over siderabatter at have rabat i midten, mellem hjulsporene), rabatter ved grusveje, rabatter ved faste, asfalterede veje, og rabatter ved alleer.

Tabel 6.16 Udbredelsen af vejrabatter

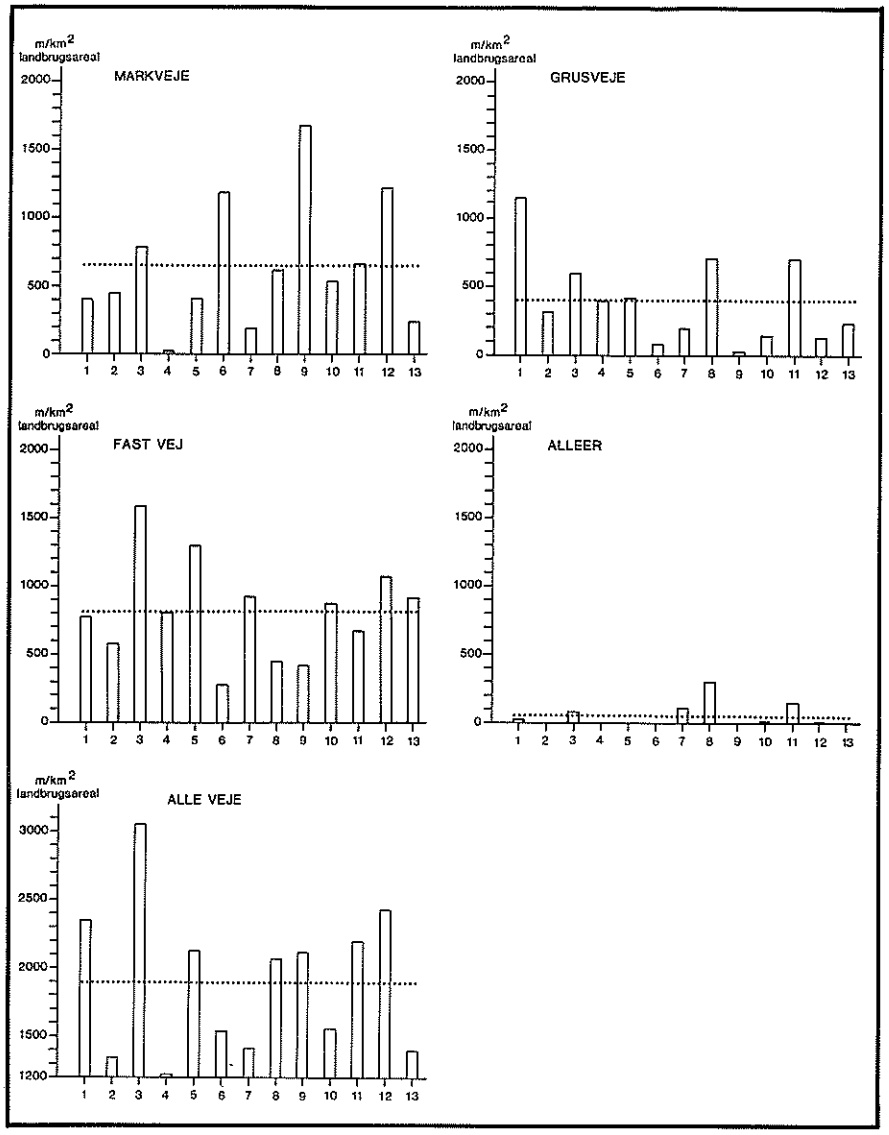
Biotoptype	Længde km	Tæthed i agerlandet m/km²	%	bredde m
Rabatter ved markvej	31.3	645	34	2.7
Rabatter ved grusvej	19.0	391	21	1.6
Rabatter ved fast vej	39.2	808	43	3.5
Rabatter ved alleer	2.5	51	3	4.9
Alle rabatter	91.9	1895	100	2.9

I de 52 undersøgte kv.km med et samlet landbrugsareal på 48.51 kv.km, strækker vejene sig ialt over næsten 100 km, med gennemsnitligt 1.72 km pr kv.km . Heraf udgør rabatterne ved faste veje lidt under halvdelen, markvejsrabatterne 1/3, og grusvejene 1/5. Rabatter ved alleer udgør kun 50 m. pr. kvadratkm. i gennemsnit.

Hermed udgør vejrabatterne en væsentlig del af længden af linieformede småbiotoper i agerlandet, ialt ca. 1/3.

Også arealmæssigt udgør vejrabatterne ca 1/3 af de linieformede biotoper , idet betydningen af rabat ved de faste veje her øges i forhold til de andre rabattyper: Disse udgør over halvdelen af rabatarealet, mens betydningen af grusvejsrabatterne i en sådan sammenligning sænkes til 1/6. Dette kommer også frem gennem en sammenligning af vejrabatternes gennemsnitlige bredde som angivet i tabel 6.16.

Fig. 6.41



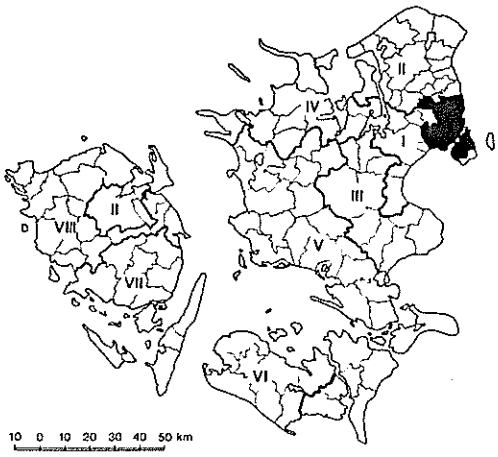


Fig. 6.41. Tætheden af veje i agerlandet indenfor de 13 undersøgelsesområder.

Som det fremgår af fig. 6.41 (nederst) udviser den samlede vejrabatlængde pr. kv.km landbrugsareal i de enkelte områder ikke stor variation: Fra 1.2 km i Ringsted-området til 3.0 km i Birkerød-området. Derimod er der store variationer, hvad angår sammensætningen af vejrabatter. Således er markveje næsten fraværende (hhv. 1% og 12 %) i område 4 og 7 (Ringsted og Møn), mens det er den helt dominerende vejtype (>75% af længden) i områderne 6 og 9 (Suså og Bøtø) . Grusveje er næsten fraværende i Bøtø-området, mens det er den dominerende type i Tågerup-området. Rabatter ved fast vej er mest dominerende i område 5, 7 og 13 (Bogense, Møn og Hornsherred), men den største tæthed

af denne rabattype findes i øvrigt i Birkerød-området, hvor den også er dominerende.

Der er ret store forskelle på rabatternes bredde i de forskellige områder. Ringsted--området har f.eks. ganske brede rabatter (det gælder generelt for de linieformede biotoper i dette område), mens Tågerup-områdets er ret smalle.

6.2.2 Skel, hegn og diger

Gruppen omfatter markskel, hegn, ubevoksede og bevoksede stendiger samt ubevoksede og bevoksede andre former for diger.

Tabel 6.17. Udbredelsen af skel, hegn og diger.

Biotoptype	Længde	Tæthed i agerlandet		bredde
	km	m/km^2	%	m
Skel	73.5	1516	50	1.4
Hegn	58.7	1209	40	3.9
Stendige, ubevokset	.4	9	0	2.5
Andet dige, ubevokset	5.1	105	4	3.2
Stendige, bevokset	1.1	22	1	3.4
Andet dige, bevokset	8.8	181	6	3.3
Gruppen ialt	147.6	3043	100	2.6

Skel, hegn og diger strækker sig næsten 150 km gennem de undersøgte områder med en gnst. tæthed på 2.6 km pr. kvadratkilometer landbrugsareal . Det svarer til 56% af den samlede liniebiotopmængde. Markskellene udgør 50% af gruppens længde , hegnene 40%, mens de bevoksede og ubevoksede almindelige diger udgør hhv. 6% og 4%. Stendigerne er yderst sjældne. Der er kun fundet ca. 1.5 km ialt, svarende til en tæthed på gnst. 31 m pr. kvadratkilometer landbrugsareal . Ligesom for de almindelige digers vedkommende er 2/3 af stendigerne bevoksede.

Fig. 6.42

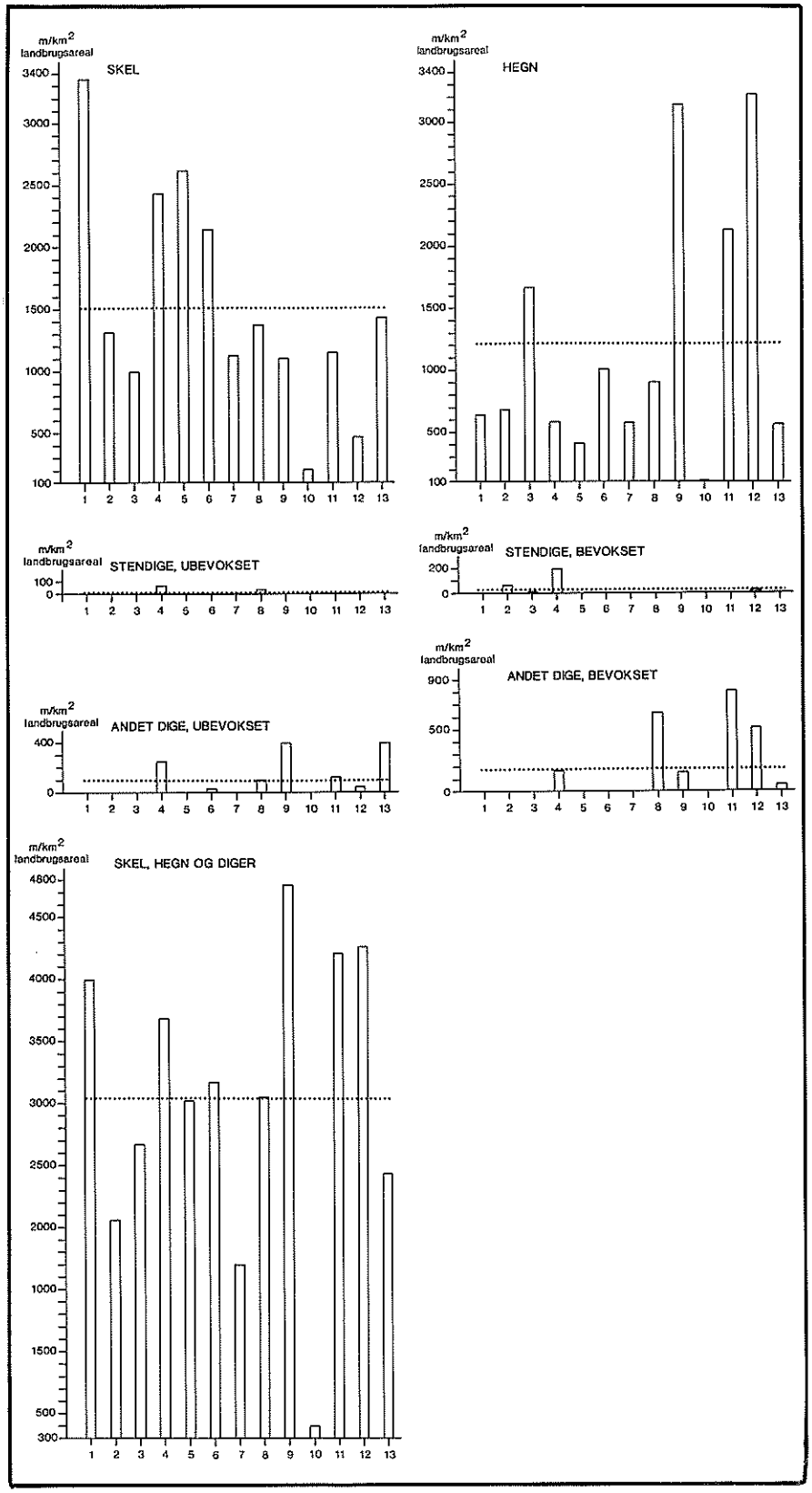


Fig. 6.42. Tætheden af skel, hegn og diger i agerlandet indenfor de 13 områder.

Den geografiske variation indenfor denne gruppe (se fig. 6.42) er større end blandt vejrabatterne, spændende fra en samlet tæthed på 0.4 km/kv.km til 4.7 km/kv.km. landbrugsareal (hhv. Højreby og Bøtø) . I ni af områderne dominerer skellene (i Tågerup og Bogense endda meget markant), mens 3 områder (Sydfalster, Ringe og Glamsbjerg) er klart domineret af hegn, der her yderligere dominerer i forhold til skellene, såfremt de mange bevoksede diger i disse områder regnes med som hegn . Både skeltæthed og hegnstæthed varierer fra 0.2 km/km (Højreby) til ca. 3.3 km/kv.km (hhv. Tågerup og Glamsbjerg).

I 3 af de 13 områder fandtes ingen diger. I yderligere 4 områder fandtes disse kun med en meget ringe tæthed . I de sidste seks områder (Ringsted, Møn, Sydfalster, Ringe, Glamsbjerg og Bramsnæs) fandtes derimod en digetæthed på ikke under 449 m/kv.km landbrugsareal . Stendiger fandtes i 7 områder, men kun i et område, Ringsted, med nogen nævneværdig tæthed.

6.2.3 Grøfter og vandløb

Gruppen omfatter grøfter med og uden vand, kanaler (>1.5 m vandbredde), vandløb (< 1.5 m vandbredde) og åer (>1.5 m vandbredde).

Tabel 6.18. Udbredelsen af grøfter og vandløb.

Biotoptype	Længde	Tæthed i agerlandet		bredde
	km	m/km^2	%	m
Grøfter, tørre	14.2	293	31	2.6
Grøfter, våde	17.0	351	37	3.0
Kanaler	3.9	80	9	8.0
Vandløb	6.5	134	14	6.4
Åer	4.0	83	9	11.5
Gruppen ialt	45.6	940	100	4.6

De våde liniære biotoper omfatter ialt 45.6 km, hvilket giver en gennemsnitlig tæthed på 0.9 km pr. kv.km landbrugsareal . Det svarer til 16 % af den samlede liniebiotoplængde. Heraf udgør grøfterne 2/3, mens naturlige vandløb og åer kun tegner sig for 1/5 af

længden. På grund af disses generelt større bredde, tegner de sig dog for en større del, 2/5 , af det areal gruppen dækker.

Den geografiske variation fremgår af fig. 6.43:

Fig. 6.43

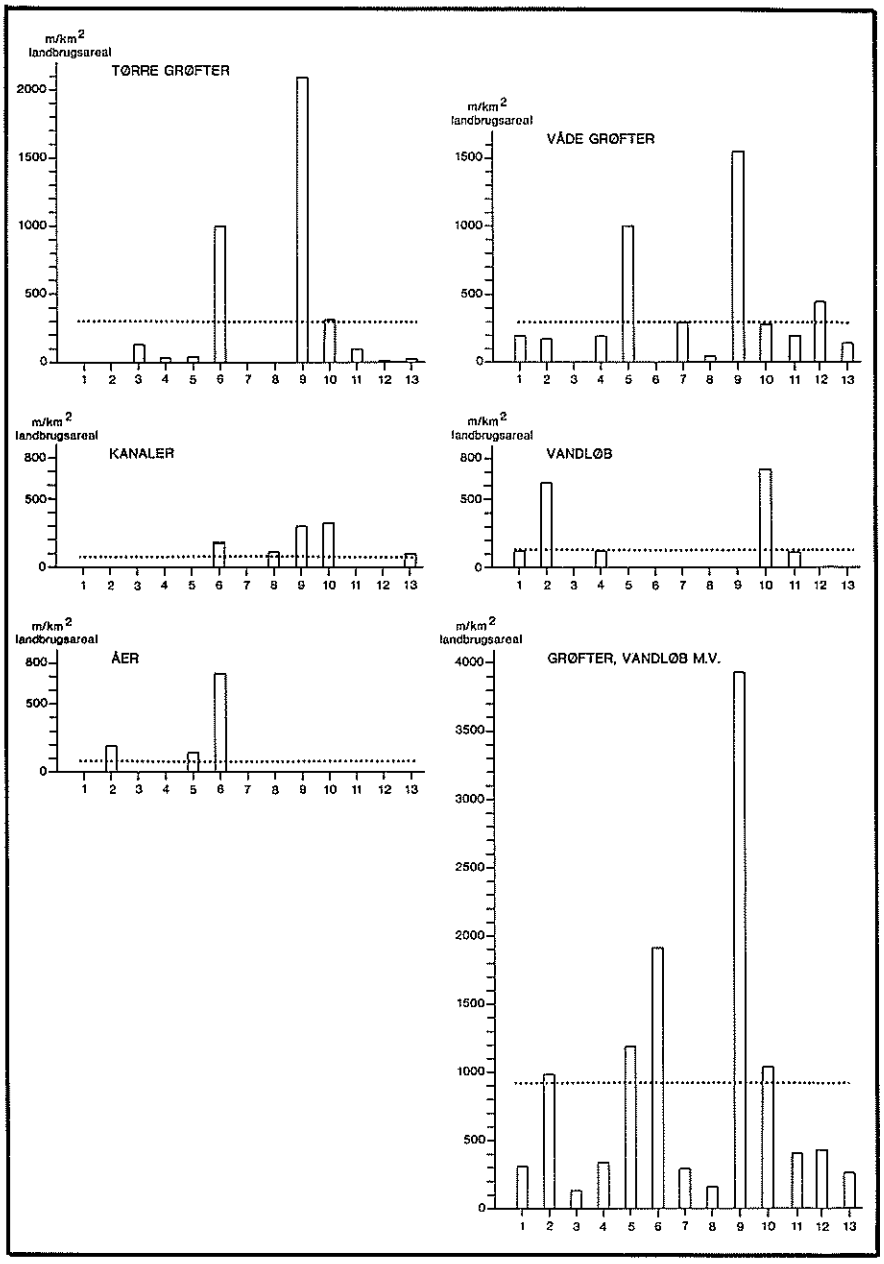


Fig. 6.43. Tætheden af grøfter og vandløb i agerlandet indenfor de 13 områder.

Den geografiske variation indenfor denne gruppe er naturligvis voldsom, fra 0.2 km pr kv.km landbrugsareal i Birkerød til 3.9 i Bøtø-området. I 7 af de 13 områder udgør længden under 10% af den samlede længde af liniære biotoper og i ingen af disse områder

udviser gruppen en tæthed på over 0.4 km pr. kvadratkilometer. I 3 områder (Åmosen, Sydfalster og Højreby) udgør de hhv. 29, 36 og 46 % af biotoplængden, med tætheder på hhv. 1.9, 3.9 og 1.6 km pr. kvadratkilometer. I de områder, hvor de våde liniebiotoper består af vandløb, åer eller kanaler øges den arealmæssige betydning kraftigt, således i Tune--området (43%), Åmosen (49%) og Højreby (63%) af liniebiotopernes samlede areal.

Også bredden varierer, idet områdernes breddegennemsnit for de enkelte typer dog sjældent afviger mere end +/- 50% fra gennemsnittet.

6.2.4 Skrænter og dæmninger

Skrænter og dæmninger, herunder eksisterende og nedlagte jernbanetraceer er henregnet under lineære biotoper af hensyn til den historiske analyse, idet disse på kortbladene ikke optræder arealtro, men som regel kun med liniesignatur. Reelt har de dog ofte en arealmæssig karakter, med en tør ofte overdrevslignende vegetation.

Tabel 6.19. Udbredelsen af skrænter og dæmninger.

Biotoptype	Længde	Tæthed i agerlandet		bredde
	km	m/km^2	%	m
Skrænter	1.4	28	41	7.5
Dæmninger	1.9	40	59	11.6
Gruppen ialt	3.3	68	100	10.0

Gruppen udgør kun 1.2 % af liniebiotoplængden, men dækker dog 3.9 % af disses areal.

En stor del af dæmningerne udgøres af nedlagte jernbanetraceer (i Glamsbjerg og Bramsnæs) med idag meget forskelligartet anvendelse.

6.2.5 Moser, småsøer og kunstige søer

Gruppen omfatter moser, småsøer og kunstige søer under 2 ha.

Tabel 6.20. Udbredelsen af moser, småsøer og kunstige søer.

Biotop-type	Antal ialt	Antal pr.km² l.a.	%	Areal pr.km² (m²)	%	Areal pr.stk (m²)
Moser	127	2.6	25	5356	31	2046
Småsøer	33	0.7	6	1849	11	2718
Kunstige søer	8	.2	2	128	1	775
Gruppen ialt	168	3.5	33	7333	42.5	2117

Hver tredie registrerede areelle biotop hører til denne gruppe. Moserne er langt de almindeligste af disse , og dækker endvidere over 30 % af samtlige de areelle småbiotopers areal. Småsøerne optræder sjældnere, men har til gengæld et gennemsnitligt større areal. Størrelsesfordelingen fremgår af nedenstående histogrammer, der dels viser fordelingen på klasser med 1000 kv.m. -intervaller, og dels mere detailleret viser fordelingen på klasser med 100 kv.m. -intervaller blandt biotoperne under 1000 kv.m. (0.1 ha). Derved muliggør histogrammerne en vurdering af materialet i forhold til de arealgrænser, der benyttes i tilknytning til naturfredningslovens paragraf 43´s krav om godkendelsespligt. Det skal dog bemærkes, at de anførte arealer angiver biotopens samlede areal, hvor bestemmelserne i paragraf 43 for søernes vedkommende angår vandarealet.

Fig. 6.44

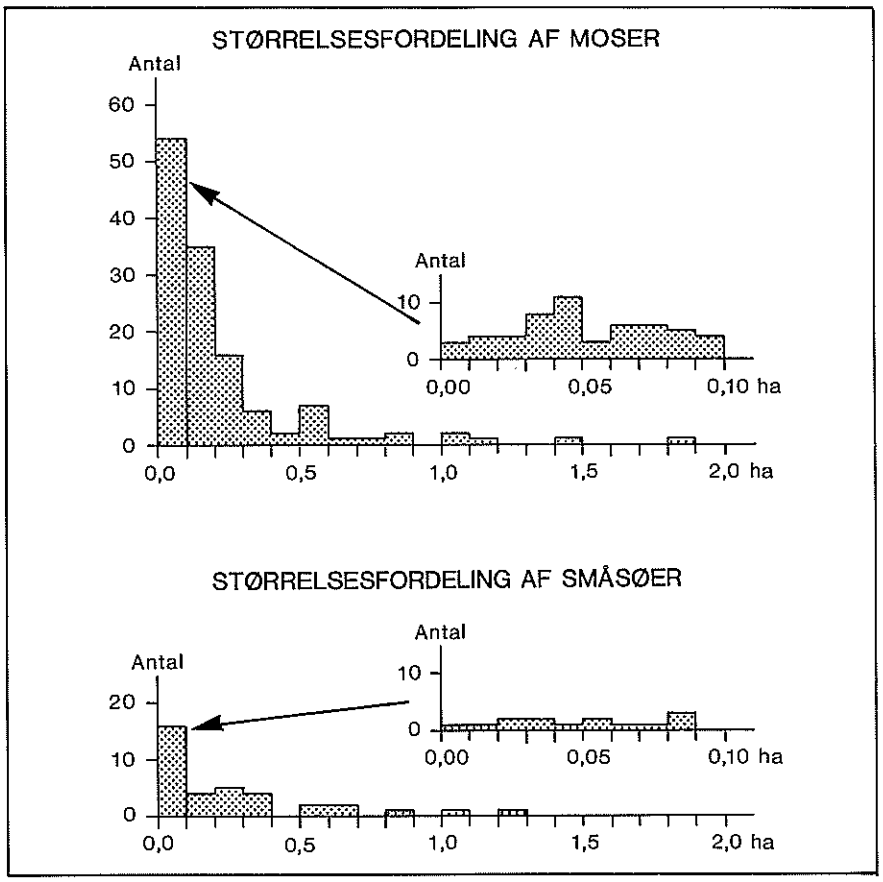


Fig. 6.44. Størrelsesfordelingen af moser og småsøer.

Som det fremgår af fig. 6.44 er op mod halvdelen af de registrerede moser under 0.1 ha, og 88 % mindre end 0.5 ha, dvs. er under den grænse, hvor moser er omfattet af paragraf 43. Ca. 1/3 af moserne vil dog alligevel kunne omfattes af godkendelsesbestemmelserne fordi de indeholder en vandflade på over 0.05 ha.

Fig. 6.44 viser også størrelsesfordelingen af småsøer. Materialet er her mindre, men det relative forhold mellem størrelsesgrupperne ligner meget det for småmoserne. I forhold til den for søer gældende paragraf 43-grænse på 0.05 ha, viser det sig at 4/5

af de registrerede småsøer ligger over denne. Regnes kun med vandarealet bliver andelen noget mindre, 2/3. Det skal bemærkes, at disse overslag ikke omfatter mergel- og grusgrave. Disse kommenteres i det efterfølgende.

Af de ret få registrerede kunstige søer er kun en enkelt over 0.1 ha.

Fordelingen af moser og småsøer på de 13 områder er vist i fig. 6.45.

Fig. 6.45

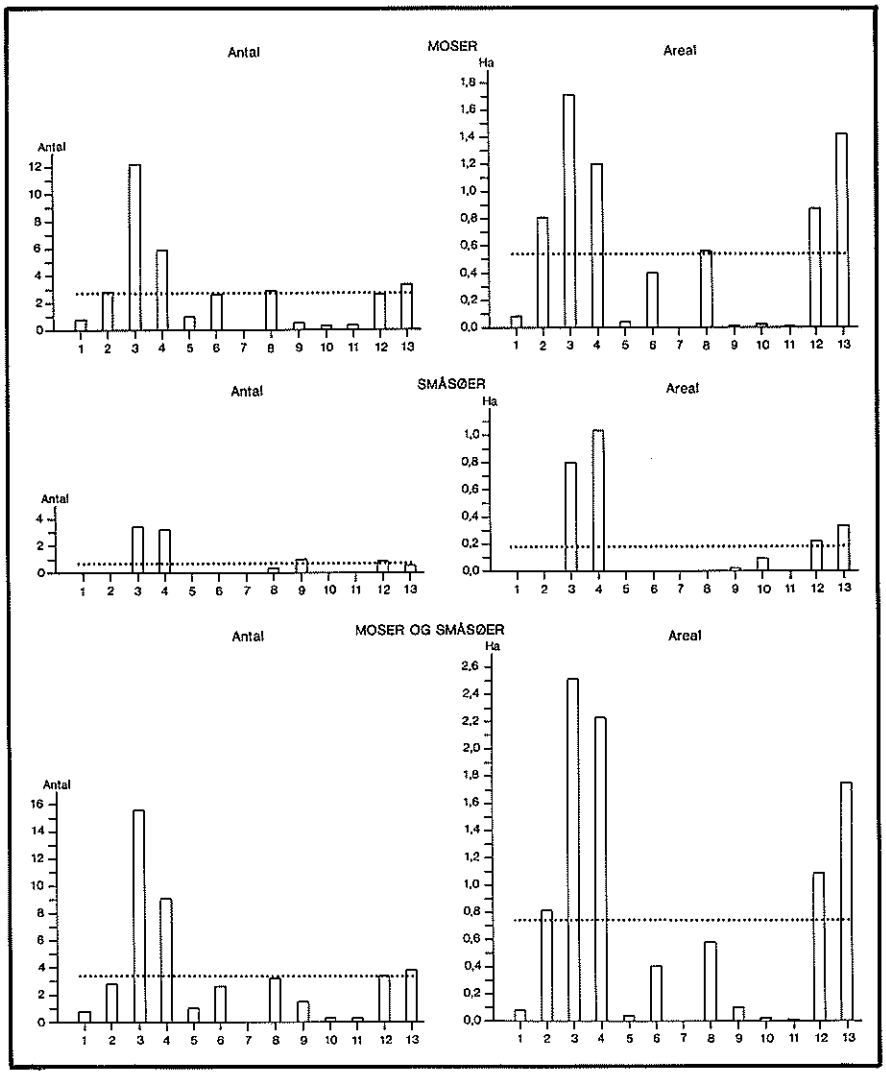


Fig. 6.45. Tætheden af moser og småsøer under 2 ha. i agerlandet indenfor de 13 undersøgte områder.

Geografisk er det karakteristisk at moser under 2 ha. fortrinsvis findes i områder med kuperet terræn. De småkuperede og delvist dødisprægede områder 3,4,12 og 13 (Birkerød,

Ringsted, Glamsbjerg og Bramsnæs) indeholder således 84 af de 127 registrerede moser. Denne tendens er endnu mere udpræget for småsøerne, hvor de samme 4 områder tegner sig for 28 af de 33 registrerede småsøer. Omvendt er visse områder udpræget fattige på moser (Sydfalster, Højreby og Ringe) ligesom småsøer ikke er registreret i 7 af de 13 områder.

6.2.6 Mergel- og grusgrave

Gruppen omfatter 1/4 af de areelle småbiotoper, og består især af mergelgrave, der i gennemsnit er fundet med en tæthed på 2.4 pr. kvadratkilometer.

Tabel 6.21. Udbredelsen af mergel- og grusgrave.

Biotoptype	Antal ialt	Antal pr.km² l.a.	%	Areal pr.km² (m²)	%	Areal pr.stk (m²)
Våde mergelgrave	102	2.1	20	798	5	387
Tørre mergelgrave	18	.4	4	144	1	389
Våde grusgrave	2	.0	0	214	1	5200
Tørre grusgrave	9	.2	2	169	1	911
Gruppen ialt	131	2.7	26	1325	8	491

Mergelgravene er i gennemsnit lidt under 400 kv.m. store. Fordelingen fremgår af fig. 6.46.

Fig. 6.46

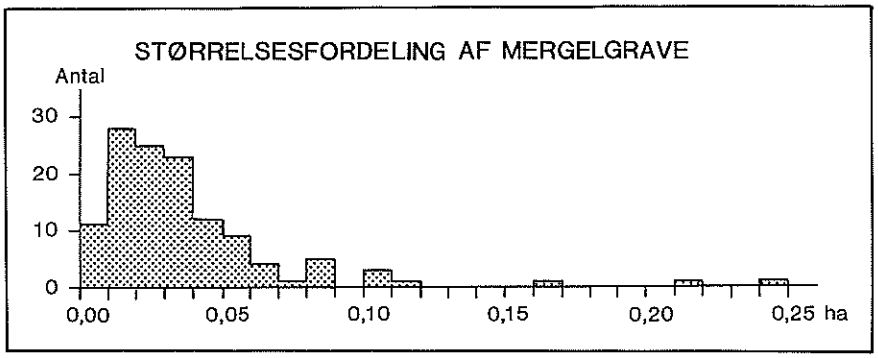


Fig. 6.46. Størrelsesfordelingen af mergelgrave.

Det ses, at kun meget få er over 0.1 ha. Størstedelen, 3/4, er under 500 kv. m.. Det er ligeledes tydeligt, at de senere års tendens til sløjfning af mergelgrave viser sig ved, at de mindste huller, der er lettest at fjerne, er klart underrepræsenteret i forhold til hvad man måske kunne forvente.

Hvad angår størrelsesfordelingen af våde og tørre mergelgrave kan der ikke konstateres nogen forskel.

4/5 af mergelgravene er registreret som våde mergelgrave, indeholdende åbent vand. Men vandarealet er generelt meget lille: Over halvdelen af de våde mergelgrave har et vandareal på under 100 kv. m. Kun i to tilfælde udgør vandarealet over 500 kv. m.

Begge de to registrerede våde grusgrave er relativt store, mens de tørre for de flestes vedkommende er små, under 300 kv. m.

Udbredelsen af små råstofgrave i agerlandet udviser tydeligvis store regionale forskelle. 2/3 af dem er beliggende i 4 områder (Greve, Højreby, Ringe og Bramsnæs), og er tydeligvis snævert korreleret med forekomsten af lerede jorder. Tætheden af mergelgrave i de 13 områder er vist i fig. 6.47

Fig. 6.47

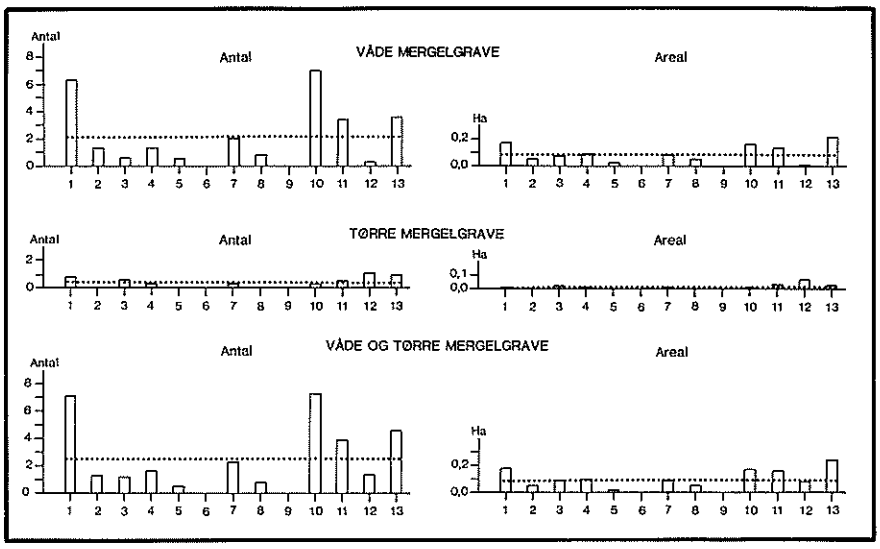


Fig. 6.47. Tætheden af mergelgrave i agerlandet indenfor de 13 undersøgte områder.

6.2.7 Samlet oversigt over vandhuller

En samlet størrelsesfordeling af vandhuller, defineret som småsøer, våde mergel- og grusgrave, samt kunstige søer, er vist i fig. 6.48.

Fig. 6.48

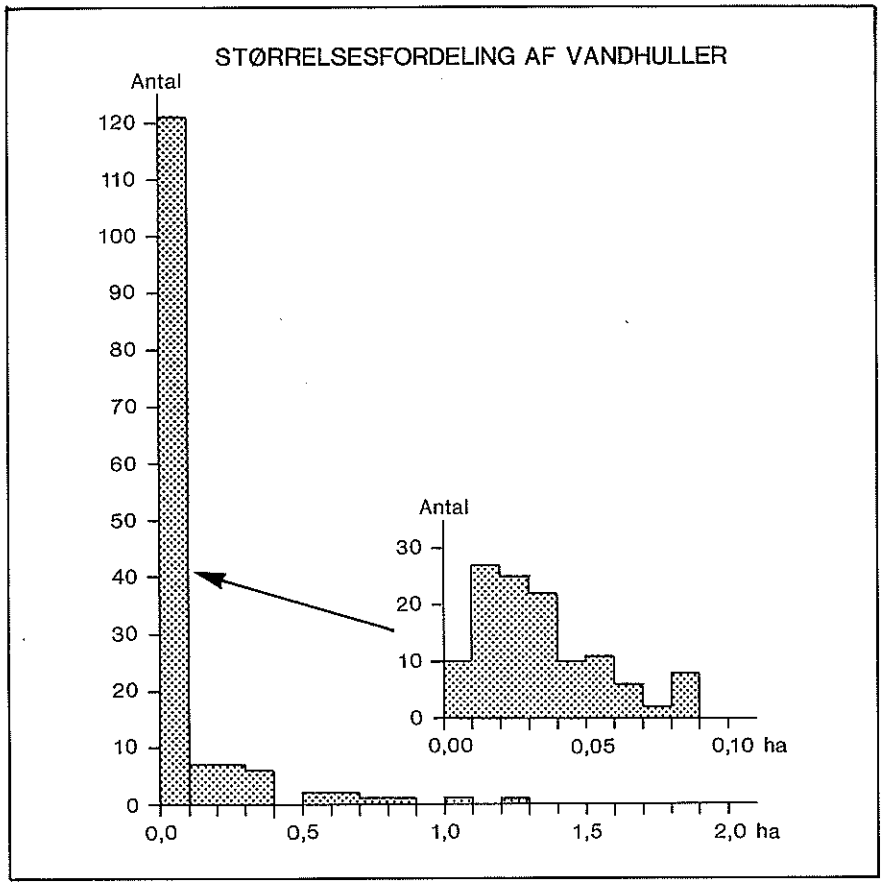


Fig. 6.48. Størrelsesfordelingen af vandhuller.

1/5 af vandhullerne har et samlet areal på over 0.1 ha og 1/3 et areal på over 500 kv. m.. Ser vi på selve vandarealet, er det kun 1/7, der er over 0.1 ha, og kun 1/5 er over 500 kv.m.. 4/5 af vandhullerne er således ikke beskyttet af naturfredningslovens paragraf 43 med de idag for denne gældende grænser.

6.2.8 Bevoksninger, beplantninger og vildtremiser

Tabel 6.22. Udbredelsen af bevoksninger, beplantninger og vildtremiser.

Biotoptype	Antal ialt	Antal pr.km² l.a.	%	Areal pr.km² (m²)	%	Areal pr.stk (m²)
Bevoksninger	59	1.2	12	4335	25	3564
Beplantninger	42	.9	8	1509	9	1743
Vildtremiser	25	.5	5	1126	7	2184
Gruppen ialt	126	2.6	25	6970	40	2683

Bevoksninger og beplantninger omfatter 1/5 af de areelle småbiotoper og optræder med i gennemsnit en af hver type pr. kv.km.. De hører arealmæssigt til de væsentligste småbiotoper i agerlandet idet de dækker 1/3 af det samlede areal af arelle småbiotoper. Hertil kommer den i de senere år stærkt stigende mængde af vidtremiser, der i de undersøgte områder udgør 5 % af de areelle biotopers antal og noget mere af arealet.

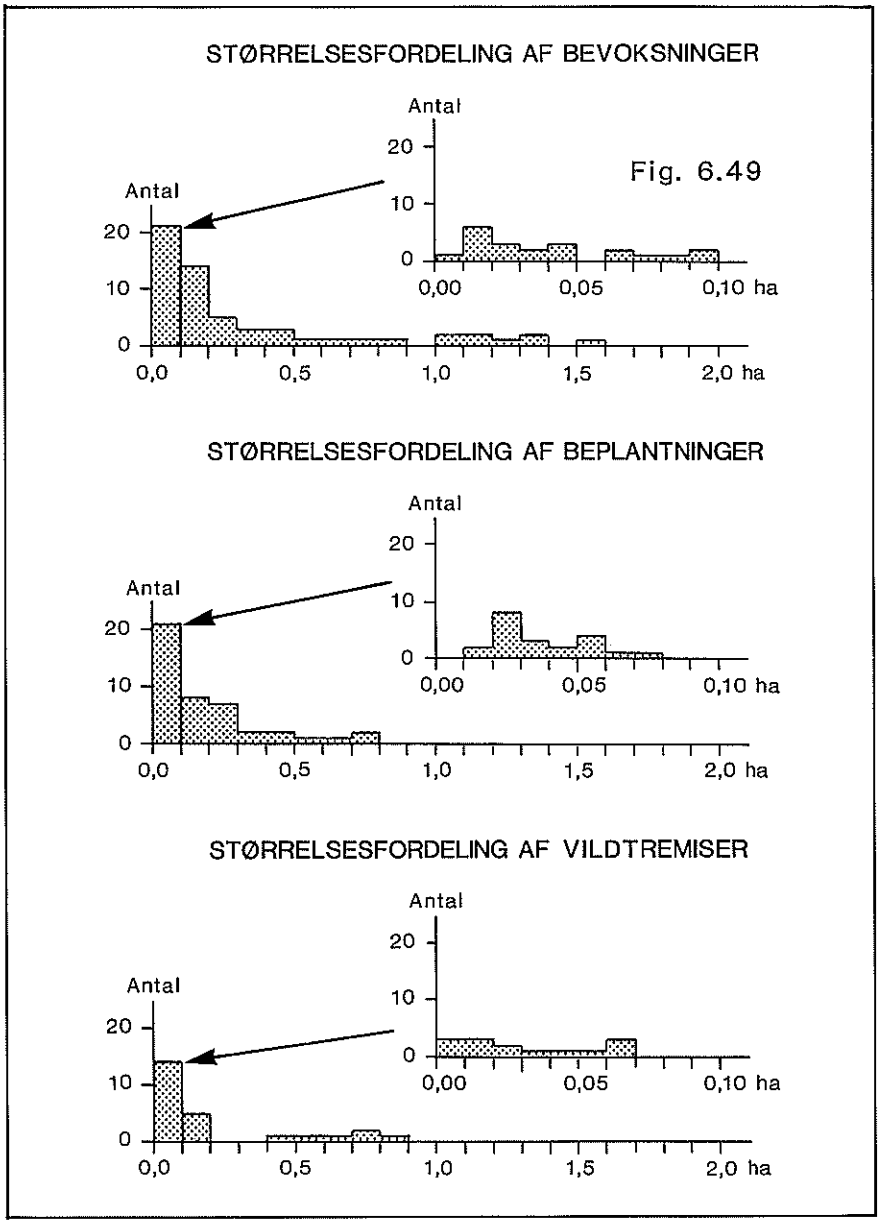


Fig. 6.49. Størrelsesfordelingen af bevoksninger, beplantninger og vildtremiser.

I fig. 6.49 er vist størrelsesfordelingen af de 3 typer af tørre, bevoksede areelle biotoper. Mens beplantningerne alle er under 1 ha og halvdelen af dem endda under 0.1 ha,

så suppleres en lignende fordeling af småbevoksningerne med en gruppe af noget større bevoksninger på mellem 1 og 2 ha. Disse ligger næsten alle op til ejendomsskel, typisk i hjørner, der støder op til flere andre ejendomme. En lignende bimodal fordeling gør sig gældende for jagtremisernes vedkommende, hvor 3/4 er helt små, under 0.2 ha, mens de resterende er noget større, op mod 0.5 til 1 ha. Hvor de små typisk er anlagt som omlægning af mindre mergelgrave o.l., er de større snarere at betragte som alternativ anvendelse af arealer, der ellers typisk ville være udlagt som beplantning.

Fig. 6.50

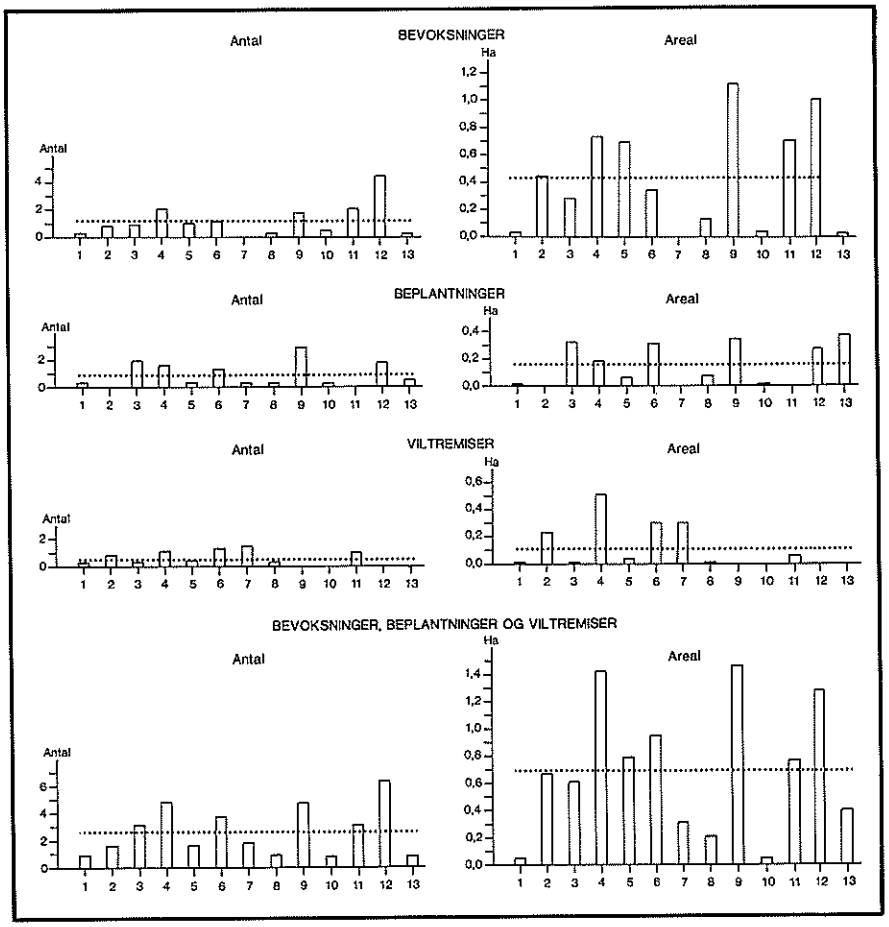


Fig. 6.50. Tætheden af bevoksninger, beplantninger og vildtremiser i agerlandet indenfor de 13 undersøgelsesområder.

Den geografiske fordeling af tætheden af småbiotoperne indenfor denne gruppe fremgår af fig. 6.50. Fordelingen på de 13 områder er mere jævn end det gælder for de fleste andre grupper, og i ingen af områderne er der indenfor gruppen fundet under 1 biotop

pr. kv.km. landbrugsareal. Dog er der en klar koncentration i visse områder, idet næsten 60% af biotoperne er fundet indenfor 4 områder (Ringsted, Åmosen, Sydfalster og Glamsbjerg).

I denne forbindelse kan det også konstateres, at at den geografiske udbredelse af biotoperne inden for denne gruppe i nogen grad ser ud til at være komplementær til udbredelsen af mergelgrave. Sammenhængen mellem de to grupper fremgår af fig. 6.51.

Fig. 6.51

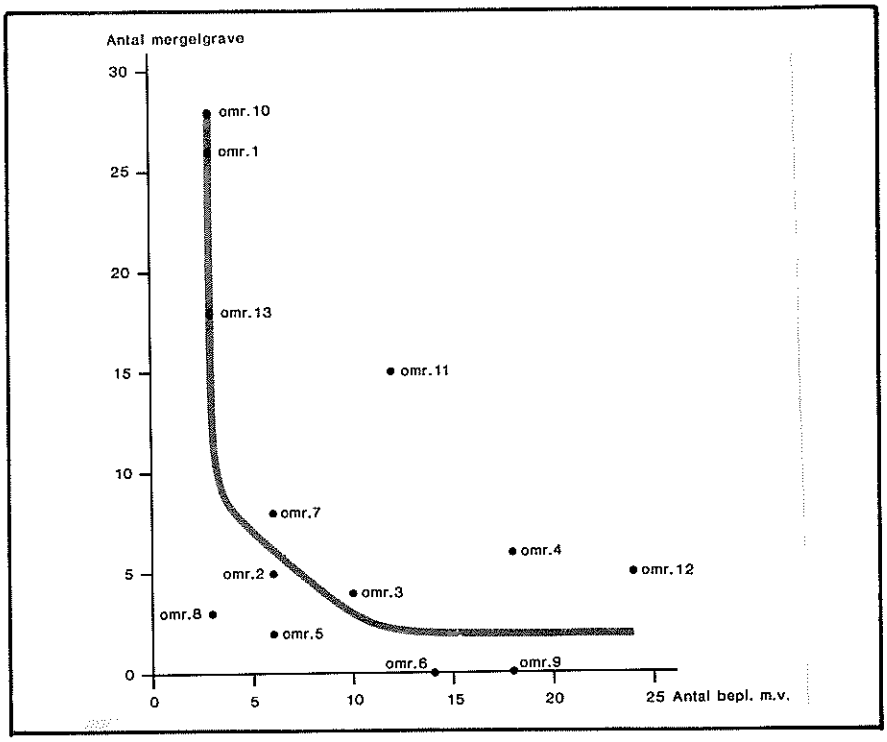


Fig. 6.51. Sammenhængen mellem udbredelsen af mergelgrave og udbredelsen af bevoksninger, beplantninger og vildtremiser.

Dette kan i nogen grad forklares ved tendensen til at større tørre areelle bevoksede biotoper ofte men langt fra altid placeres på lettere jorder: Også et kraftigt relief eller dårlige dræningsforhold, f.eks. typisk i forbindelse med tørvejorder, kan fremme etableringen af sådanne biotoper. Derimod er der næppe samme økonomiske interesse i deres etablering på de lerede jorder, som tydeligvis er typisk for områder med stor tæthed af mergelgrave.

6.2.9 Andre biotoptyper

Disse omfatter gravhøje, solitære træer, højspændingsmaster, ruderater og endelig typen ´andre areelle´, der i hovedsagen dækker over forskellige former for ´urbane biotoper´: Mindre beplantninger (f.eks. med Rosa rogusa) ved en transformatorstation og ved et rensningsanlæg, et græsareal ved en vandboring, en græsbelagt vigeplads m.v.

Tabel 6.23. Udbredelsen af andre biotoptyper

Biotop-type	Antal ialt	Antal pr.kv.km. l.a.	Antal %	Areal pr.kv.km. (m^2)	Areal %	Areal pr.stk (m^2)
Gravhøje	16	.3	3	74	0	225
Solitære træer	31	.7	6	29	0	45
Højspændingsmaster	7	.1	1	4	0	29
Ruderater	17	.4	3	1257	7	3588
Andre biotoper	8	.2	1	251	2	1525
Gruppen ialt	79	1.7	15	1615	9	871

Disse biotoptyper spiller antalsmæssigt en underordnet rolle, men har alligevel på forskellig måde stor betydning for biotopmønstret i agerlandet: Arealmæssigt dækker ruderaterne, dvs. områder, der er udgået fra driften og ligger åbent, ubenyttet hen, en ikke uvæsentlig del af småbiotoparealet, 7.3%. Gravhøje, solitære træer og højspændingsmaster dækker ganske små arealer, og har alene af denne grund næppe den store biologiske betydning. Men på grund af deres placering i landskabet vil de ofte have en vigtig landskabelig betydning, ligesom der på forskellig måde knytter sig en kulturel betydning til dem.

Fig. 6.52

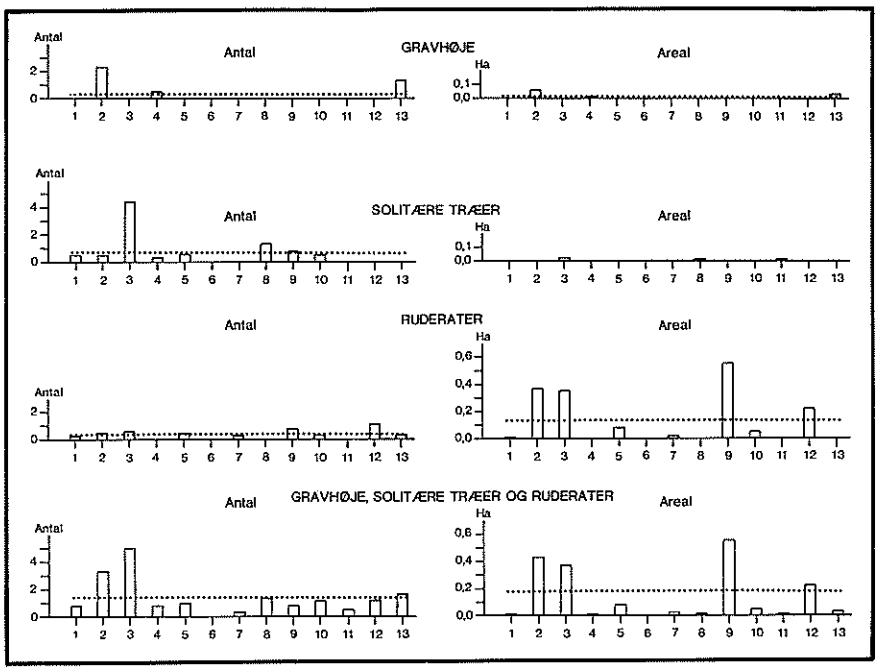


Fig. 6.52. Tætheden af gravhøje, solitære træer og ruderater i agerlandet indenfor de 13 undersøgelsesområder.

Den geografiske fordeling af gravhøje, solitære træer og ruderater er vist i fig. 6.52. Gravhøje er særligt udbredt i Tågerup og Bramsnæs, mens tætheden af solitære træer især er markant høj i det kuperede Birkerød område. Ruderaterne optræder mere jævnt fordelt, mens deres arealmæssige betydning varierer mere: Den største forekomst af ruderater ses i Tågerup, Birkerød og Bøtø (0.4 - 0.6 % af landbrugsarealet).

6.2.10 Samlet oversigt

Nedenfor er angivet en samlet oversigt over udbredelsen af hhv. lineære og areelle biotoper i de 13 områder.

Fig. 6.53

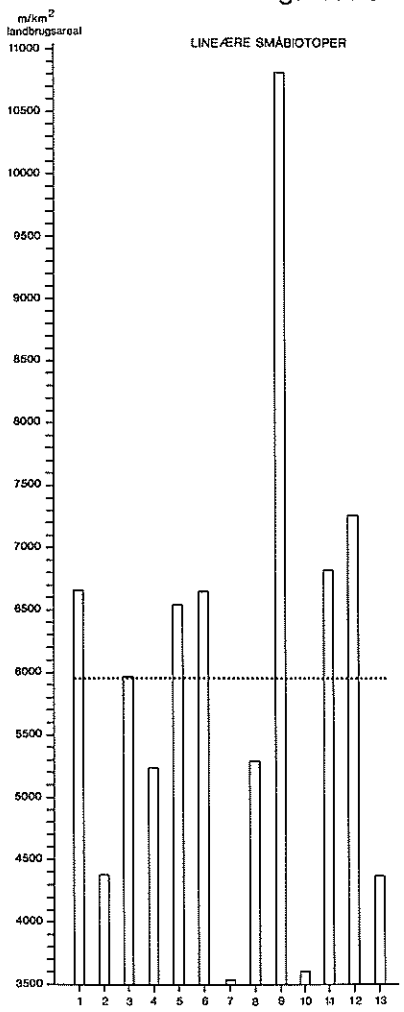


Fig. 6.53. Tætheden af lineære småbiotoper i agerlandet indenfor de 13 undersøgelsesområder.

Tabel 6.24. Samlet oversigt over udbredelsen af lineære småbiotoper i de 13 områder.

Biotoptype	Samlet længde km	%	Gnst. tæthed m/km² l.areal	Areal-dækning %	Gnst. bredde m
Rabatter ved markvej	31.3	10.8	645	9.5	2.7
Rabatter ved grusvej	19.0	6.6	391	3.5	1.6
Rabatter ved fast vej	39.2	13.6	808	15.3	3.5
Rabatter ved alleer	2.5	.9	51	1.4	4.9
Skel	73.5	25.5	1516	11.5	1.4
Hegn	58.7	20.3	1209	25.5	3.9
Stendige, ubevokset	.4	.1	9	.1	2.5
Andet dige, ubevokset	5.1	1.8	105	2.0	3.2
Stendige, bevokset	1.1	.4	22	.4	3.4
Andet dige, bevokset	8.8	3.1	181	3.3	3.3
Grøfter, tørre	14.2	4.9	293	4.2	2.6
Grøfter, våde	17.0	5.9	351	6.0	3.0
Kanaler	3.9	1.4	80	3.3	8.0
Vandløb	6.5	2.3	134	4.7	6.4
Åer	4.0	1.4	83	5.2	11.5
Skrænter	1.4	.5	29	1.3	7.8
Dæmninger	1.9	.7	40	2.6	11.6
Linieformede biotoper	288.5	100.0	5947	100.0	3.1

Arealet af de lineære biotoper udgjorde ialt 88.5 ha svarende til 1.82 % af landbrugsarealet.

Fig. 6.54

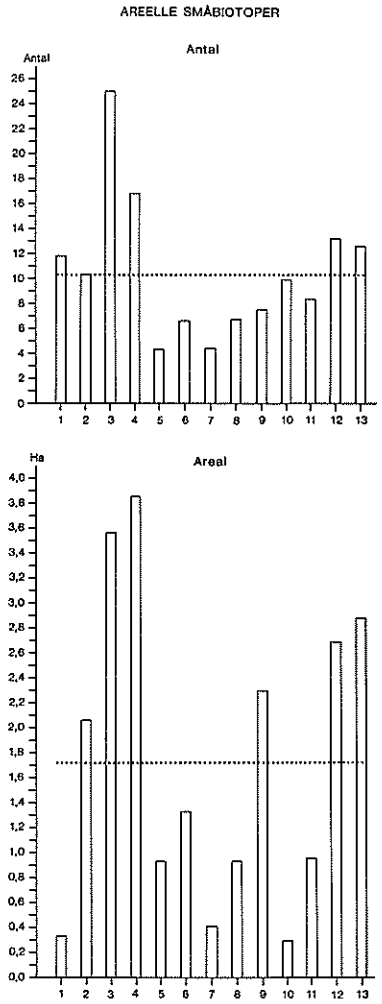


Fig. 6.54. Tætheden af areelle småbiotoper i agerlandet indenfor de 13 undersøgelsesområder.

Tabel 6.25. Samlet oversigt over udbredelsen af areelle småbiotoper i de 13 undersøgelsesområder.

Biotoptype	Antal ialt	%	Antal pr.km² l.a.	Areal pr.km² (m²)	%	Areal pr.stk (m²)
Moser	127	25.2	2.6	5356	31.0	2048
Småsøer	33	6.5	.7	1849	10.7	2718
Kunstige søer	8	1.6	.2	128	.7	775
Våde mergelgrave	102	20.2	2.1	798	4.6	387
Tørre mergelgrave	18	3.6	.4	144	.8	389
Våde grusgrave	2	.4	.0	214	1.2	5200
Tørre grusgrave	9	1.8	.2	169	1.0	911
Bevoksninger	59	11.7	1.2	4335	25.2	3564
Beplantninger	42	8.3	.9	1509	8.8	1743
Vildtremiser	25	5.0	.5	1126	6.5	2184
Gravhøje	16	3.2	.3	74	.4	231
Solitære træer	31	6.2	.7	29	.2	456
Højspændingsmaster	7	1.4	.1	4	-	29
Ruderater	17	3.4	.4	1257	7.3	3591
Andre biotoper	8	1.6	.2	251	1.5	1569
Areelle biotoper ialt	509	100.0	10.3	19240	100.0	1661

Arealet af de areelle biotoper udgjorde ialt 83.6 ha svarende til 1.72% af landbrugsarealet.

Det samlede areal af samtlige småbiotoper udgjorde således ialt 172.1 ha svarende til 3.54% af landbrugsarealet.

6.3 Sammenligning med andre undersøgelser

Som det allerede fremgik af diskussionen i kapitel 5 om transformationen mellem kort, foto og virkelighed, kan der være væsentlige tolkningsvanskeligheder forbundet med opgørelse af biotoptætheder. Dette indskrænker mulighederne for at foretage direkte sammen-

ligninger mellem forskellige undersøgelser, hvilket med al tydelighed demonstreres i det følgende.

6.3.1 Andre hegnsundersøgelser

DANMARK

Enkelte andre undersøgelser giver kvantitative oplysninger om hegnenes udbredelse i Danmark. Således viser Jessen(1937) et kort over udbredelsen i Danmark (se fig.1.2 i kap.1).

Nordjyllands amtskommune(1985) viser et lignende kort over amtet. Grundlaget har her været en opgørelse af hegnssignaturer indenfor 25 ha.-kvadrater. Og kortet viser en sværtning af de kvadrater, der rummer signaturer for mere end 1 km. pr. kvadrat.

Lignende opgørelser baseret på 2- eller 4-cm.-kortanalyser findes formentlig for større eller mindre områder i flere amter. Eksempelvis gengives i Agger & Jensen(1982) to kort, der angiver den samlede længde af signaturer for h.h.v. hegn og ubevoksede diger på 4-cm. kort for Roskilde amt. Tilsvarende angiver Vejle amtsråd(1985) en tæthed af hegn. I de tre af de 9 undersøgte 16-kvadratkilometer felter, der er beliggende i morænelandskaber, varierer hegnstætheden fra i gennemsnit 0.9 til 2.9 km. pr. kvadratkilometer.

Jensen(1982) giver detaljerede oplysninger om hegnstætheden i de fire områder han har undersøgt ved Vejle. Her varierer den gennemsnitlige hegnstæthed fra 2.0 til 5.9 km.pr.-kvadratkilometer.

Som en del af det foreliggende projekt er endnvidere foretaget en analyse af 249 felter a 1 kvadratkilometer jævnt fordelt over Østdanmark (denne analyse omtales mere indgående i kapitel 9). Opgjort indenfor hver af de 7 regioner vi opererer med (se kap.2) er den laveste gennemsnitlige hegnstæthed (på 1.2 km.pr.kv.km.) fundet i de 20 felter, der er undersøgt på det vestlige Lolland. Det højeste gennemsnit (5.2 km.pr.kv.km.) er registreret for de 26 felter, der er undersøgt på Sydfyn.

Af tabel 6.24 fremgår, at den gennemsnitlige hegnstæthed (incl. bevoksede diger) i de 13

undersøgelsesområder ved feltregistreringen var 1.4 km.pr.kv.km. Dette ligger i underkanten af de ovennævnte referencer. Langt fra hele denne forskel kan tilskrives tilbagegang i hegnstætheden fra sidste kortblads forudgående registrering og frem til 1981, hvor vores feltundersøgelse gennemførtes (se kap.8). Overvejende må de tilskrives reelle forskelle mellem de sammenlignede områder. Det er da også velkendt, at hegnstæthed kan variere anseeligt fra egn til egn.

UDLANDET

Sammenlignet med forholdene i udlandet er der, som man kunne forvente tale om store forskelle. Således kan Riedel(1978) fra Schleswig berette om hegnstætheder på mellem 1.4 og 6.8 km.pr.kv.km., i de 9 områder på ialt 80 kv.km. han har undersøgt.

Westmacott og Worthington(1972) undersøgte hegnstætheden i 7 områder (på mellem 7 og 20 kv.km.) i England. Bortset fra et enkelt område, der var helt uden hegn, var tætheden sammenlignet med danske forhold overalt høj (mellem 4.4 og 14.8 km.pr.kv.km.). Dog skal det bemærkes, at de engelske "hedges" ofter nærmere er, hvad vi ville betegne som hække, og derfor af mindre landskabelig prægnans og biologisk betydning end man umiddelbart ville forvente.

6.3.2 Andre undersøgelser af vådområder

Flere andre forfattere har foretaget registreringer af tæthed og størrelsesfordeling af våde areelle biotoper. Imidlertid er direkte sammenligninger vanskelige p.gr.a. forskelle dels i biotoptypeafgrænsning, dels i hvilke områdetyper biotopindholdet er opgjort for.

ÅBNE VANDFLADER I SØNDERJYLLAND

Den mest omfattende undersøgelse er en opgørelse af samtlige åbne vandflader i Sønderjyllands amt(1985). Den er foretaget på grundlag af flyfotos og 4-cm.kort. Undersøgelsen omfatter registrering af de ialt 12 332 vandflader, der var indikeret i kildematerialet både i 1954 og 1984 (nye vandflader opstået i perioden blev ikke forsøgt fundet). Men da amtet omfatter tre ret forskellige landskabstyper (marsklandskaber, hedesletter med bakkeøer og morænelandskaber) skal en sammenligning med vore resultater alene ske med de østlige kommuner, der overvejende er beliggende i moræneområder.

HELE AREALET

En vanskelighed ved sammenligningen er, at undersøgelsen fra Sønderjylland omfatter hele arealet, d.v.s. ikke som vores alene agerlandet. At dette er et problem indikeres direkte ved, at tætheden af åbne vandflader i den sønderjyske undersøgelse viser sig at afvige markant fra den ene områdetype til den anden. I løvskov fandt man 9.4 pr.kv.km., i nåleskov 1.6, i vedvarende græsarealer 7.7 og i ager 4.9 åbne vandflader pr.kv.km.

Udover at biotoptætheden er forskellig i de forskellige områdetyper er forskellene i størrelsesfordeling formentlig også signifikante. En indikation på, at det forholder sig sådan, fås ved at sammenligne den angivne størrelsesfordeling af åbne vandflader i de mest udprægede landbrugskommuner (Sundeved og Sønderborg) med de tilsvarende mindst udprægede (Augustenborg, Bov, Nordborg og Åbenrå). En sådan opgørelse (på basis af bilag 5 og 6 i Sønderjyllands amt 1985) viser, at vandhuller under 500 kv.m. udgør 89% af vandfladerne i de to udprægede landkommuner mod 51% i de fire mindst udprægede. Også tætheden er forskellig h.h.v. 3.8 og 1.9 pr.kv.km. i den nævnte rækkefølge.

En anden vanskelighed ved sammenligningen er, at den sønderjyske undersøgelse alene omfatter den (ganske vist største) delmængde af 1984-biotoperne, som allerede eksisterede på kortblade og fotos fra 1954.

KLASSIFIKATION

Men den alvorligste komplikation for en sammenligning er, at den biotoptype-klassificering der anvendes i h.h.v. vores og den sønderjyske undersøgelse ikke er identisk. Den sønderjyske beror alene på opmåling af alle åbne vandflader angivet på kort og synlige på fotos. Vores undersøgelse opererer derimod som det fremgik af kap.3 og 4 med et mere detaljeret og ikke hermed umiddelbart korresponderende system af forskellige biotoptyper.

Tages alle disse komplikationer i betragtning, må det antages, at en sammenligning kun kan give vage indikationer på faktiske forskelle. Men forsøget på en sammenligning tillader at præcisere styrker og svagheder i de to anvendte tilgange, hvoraf følgende skal fremhæves:

MULIGHED FOR GENERELISERING

- Opgørelser over biotopændringer, som alene baseres på registreringer udfra kort og fotos, indebærer den indlysende fordel, at man

kan overkomme endog meget store områder. Men det, der vindes m.h.t. mulighed for generelisering, går delsvis tabt, ved at der er usikkerhed omkring, hvad der rent faktisk er registreret. Vandhuller, der overskygges af trævegetation, vil således falde ud ved en flyfotoregistrering. Vandflader der er forsvundet, vil ofte i mange år efter figurere på nyeste kortblad. Dette skal ses i forhold til den mere præcise opgørelse som opnås gennem feltarbejde, men hvor denne arbejdskrævende registreringsform kun tillader at relativt små arealer analyseres, hvilket giver problemer for genereliseringen til større områder. (Hvad dette indebærer i den foreliggende analyse diskuteres nøjere i kapitel 9 om undersøgelsens repræsentativitet).

RELATIVE FORSKELLE

- Den sønderjyske undersøgelse er dog velegnet til at vise relative forskelle indenfor amtet. Den viser således en markant forskel i tætheden af åbne vandflader i de tre overordnede landskabstyper i amtet. Lavest er den i området med hedesletter og bakkeøer (i gennemsnit fra 1.9 til 4.0 pr. kv.km. i de enkelte kommuner) og højest i h.h.v. morænelandskaber og marsklandskaber (6.2 i Christiansfeld kommune op til 13.8 i Højer kommune).

FORSKELLE

- Den sønderjyske undersøgelse viser endvidere som allerede nævnt, at der er markant forskel i biotoptætheden mellem de forskellige arealtyper. Løvskov indeholder således dobbelt så mange vandflader som agerland, og vedvarende græsområder indtager en mellemposition i så henseende. Dette var tilfældet i 1954. Men da den reduktion, der efterfølgende er registreret, har været stærkest i agerland (15%), svagere i vedvarende græsområder (8%) og svagest i løvskov (4%), er denne tendens til relative forskelle i tæthed formentlig kun yderligere blevet forstærket. (Medmindre etablering af nye vandflader har kunnet opveje reduktionen mere i agerland end i skov. Erfaringer fra vores undersøgelser tyder dog på, at dette næppe kan have været tilfældet).

LIGHEDER

- Sammenlignet alene med de mest udprægede landbrugskommuner i moræneområder er overensstemmelsen med vores resultater, som det fremgår af tabel 6.26 relativ høj, både hvad angår biotoptæthed og biotopernes størrelsesfordeling. Hvilket til trods for de nævnte komplikationer til en vis grad må antages at afspejle en reel overensstemmelse.

I tabel 6.26 er også inddraget de spredte oplysninger, der kan hentes fra andre undersøgelser.

Tabel 6.26 Oversigt over tætheder af våde areelle biotoper angivet som antal pr.kv. km. Vedrørende usikkerheder se teksten. "#" omfatter også moser.

Lokalitet og år		Areal under-søgt	under 500 kv.m.	over 500 kv.m.	Ialt
AGERLAND					
1.Østdanmark	81	49	2.2	0.6	2.8
2. " " ca.	72	249	1.8	0.5	2.2
3.Hornsherred	78	12	2.6`	3.8`	6.4`
Østmøn	78	3	0.9`	2.0`	2.9`
HELE OMRÅDET					
4.Sundeved og Sønderb.	54	123	3.8	0.8	4.6
5.Ø.S.jylland	54	460	3.3	1.0	4.6
6.Vejle amt	77	43			(3)
7.Århus komm.	80	468	1.0#	0.8#	1.8#
8.Vejle amt	83	48	0.9	0.5	1.4
9.Farum	74	9			9.7
10.Odder	73	25			4.4#

1.Biotopgruppen 1986 Alene agerland undersøgt i felten.
2.Biotopgruppen 1986 Alene agerland undersøgt på kort.
3.Byrnak m.fl.1980 Alene agerland undersøgt.
4.Sønderjyllands amtskommune 1985,se tekst.
5.Sønderjyllands amtskommune 1985,se tekst.
6.Jensen 1982. excl"større søer, moser og sumpede områder".
7.Skriver 1981. Rater underestimeret se kap.12.2.
8.Vejle amtsråd 1985, testområderne 1, 4 og 5.
9.Nielsen 1975. Defineret som "små vandhuller".
10.Skriver 1973. Defineret som "damme".

Tages i betragtning, at biotopindholdet indenfor små områder er stærkt afhængigt af lokale (f.eks.ejendomsbetingede) forhold, og bemærkes det, at reference 9 ligger i et udpræget dødisområde, kan det konkluderes, at de fundne tætheder af våde areelle biotoper i den foreliggende undersøgelse ligger indenfor, hvad man udfra de andre undersøgelser kunne forvente.

6.4 de areelle biotopers fordeling bedømt udfra kort

6.4.1 størrelsesfordeling

I forbindelse med den aflæsning af småbiotopsignaturer vi har foretaget på 249 UTM-kvadrater jævnt fordelt over landsdelen (nøjere beskrevet i ka.9), er også arealet af de enkelte areelle biotoper blevet opmålt (på digitalbord). Dette kan give anledning til at vurdere disses størrelsesfordeling, dog ikke uden vanskeligheder.

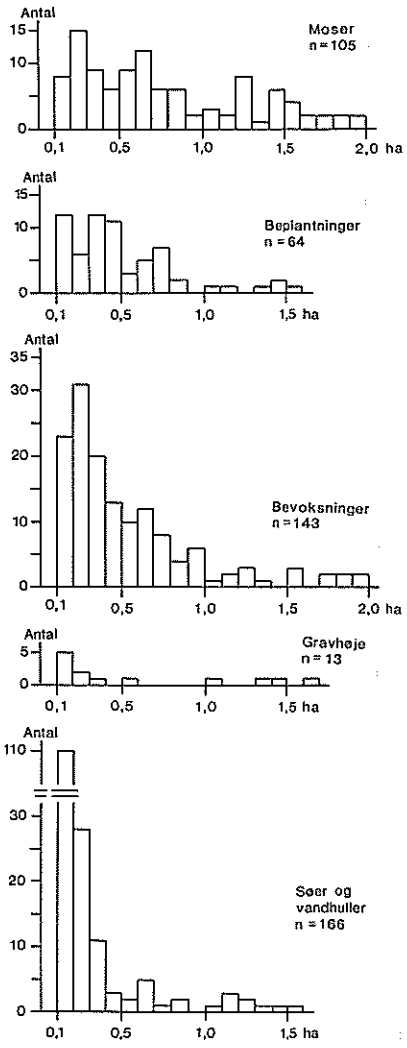
For det første er der spørgsmålet om, hvor små biotoper 4-cm.kortene overhovedet medtager. Det er fra Geodætisk Institut oplyst at være ned til 2500 kvadratmeter.

For det andet er der den begrænsning, der ligger i, at vi har opereret med en øvre arealgrænse på 2 hektar.

For det tredie er der spørgsmålet om nøjagtigheden i opmålingerne med det anvendte apparatur. På kortene svarer et areal på 1 kvadrat millimeter til et areal på 40x40 meter, d.v.s. 1600 kv.m. Ved gentagne prøvemålinger er det skønnet, at der kunne måles med en nøjagtighed med +/- 0.5 kvadrat mm, hvilket svarer til +/-800 kv.m.. Da mange af de opmålte arealer ligger omkring 1000 kv.m., er det indtrykket, at det af G.I. oplyste kriterium ikke anvendes alt for strikt. Men i alle tilfælde understreger dette forhold, at tolkningen af de areelle biotopers størrelsesfordeling må ske med største forbehold for biotoper under 3000 kv.m.

I fig 6.55 er de enkelte areelle biotoptyper fordelt på klasser af 1 ha.. Gravhøje og solitære træer/trægrupper, der ikke angives med arealtro signatur men med punktsignatur er ikke medtaget. Da alle typer (bortset fra vandhuller som vi vender tilbage til) er repræsenteret med relativt lave antal indenfor hver region, har vi ikke fundet anledning til at vurdere eventuelle forskelle i størrelsessammensætningen regionerne imellem.

Fig. 6.55



Areelle biotoper fordelt på størrelsesklasser opmålt fra 249 UTM-kvadrater på 4-cm kort.

MOSER

Godt 1/3 (36%) af mosernes antal ligger under 0.5 ha. (den gældende paragraf-43 grænse). Målt i areal udgør disse dog skønsmæssigt kun 12% af det samlede mose-

areal, der dækkes af småbiotoper. De 36% er væsentligt mindre, end de tilsvarende 88% vi fandt i vores feltundersøgelse (jvf.fig. 6.44). Det er næppe sandsynligt, at hele denne forskel skyldes tilfældighed. Vi anser den for overvejende at være af metodisk (typificeringsmæssig) art. Den viser noget om 4cm.-kortenes begrænsede anvendelighed i denne sammenhæng.

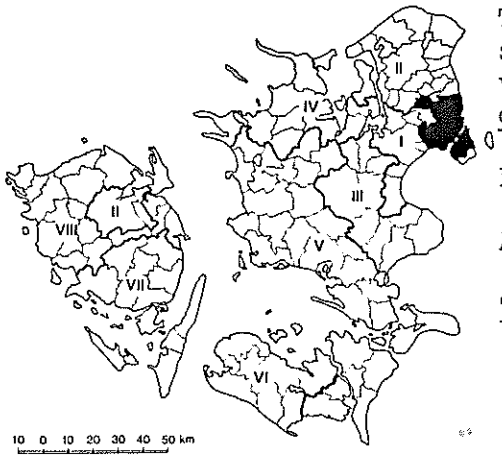
EXPONENTIEL FORDELING

Alle de fem i fig 6.55 viste histogrammer viser tendentielt en exponentiel fordeling med faldende hyppigheder mod stigende areal. For "søer og vandhuller`s" vedkommende ville dette have været endnu mere udtalt, om de 595 vandhuller under 0.1 ha. havde været medtaget.

Den mht. en exponentiel fordeling noget "for lave" hyppighed af de mindste størrelseskategorier af moser, beplantninger og bevoksninger ville ligedan kunne rettes noget op, om de 182 registrerede solitære træer/trægrupper havde ladet sig fordele på de tre øverste fordelinger. Mange af signaturerne for solitære træer/trægrupper repræsenterer småmoser, beplantninger og naturlige bevoksninger, som retteligt burde kunne placeres ind under een af de nævnte tre biotoptyper - hvilken lader sig blot ikke afgøre udfra kortbladet.

VANDHULLER UNDER 0.1 ha.

Ser man specielt på fordelingen af typen "vandhuller under 0.1 ha." og de øvrige søer og vandhuller, viser der sig store forskelle mellem de enkelte regioner. De mindste vandhullers andel af det samlede antal søer og vandhuller er region for region vist i tabel 6.27.



Tabel 6.27 Vandhuller under 0.1 ha. angivet dels som den andel de udgør af den samlede mængde af vandhuller og søer dels som antal pr.kv.km. indenfor de enkelte regioner.

Region:	1	2	3	4	5S	5N	6	7	8
Andel %:	67	53	86	51	87	93	90	88	52
Tæthed:	3.3	3.4	4.9	2.9	2.8	3.8	4.8	3.2	1.3

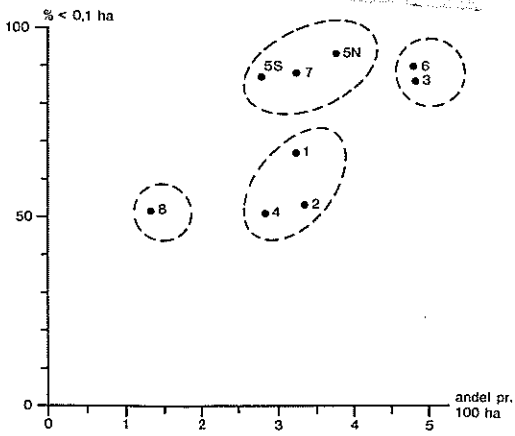
Denne kategori, der hovedsageligt består af mergelgrave, ses i alle regioner at udgøre mindst halvdelen af kategorien "vandhuller og søers" antal. I de sydligste regioner udgør den endda 9/10.

Dette svarer til vores feltundersøgelse (jvf.tab.4.48), hvor 4/5 - 6/7 af vandhullerne var under 0.1 ha.(altefeter om arealet beregnes for hele biotopen eller alene som vandarealet).

Dette er bemærkelsesværdigt bl.a. med tanke på den grænse på 0.1 ha, som naturfredningslovens paragraf 43 indtil 1984 opererede med. En nøjere vurdering af betydningen af den idag gældende grænse (på 0.05 ha.) kan ikke foretages udfra de her omtalte opmålinger.

SPREDNINGS-DIAGRAM

Fig. 6.56



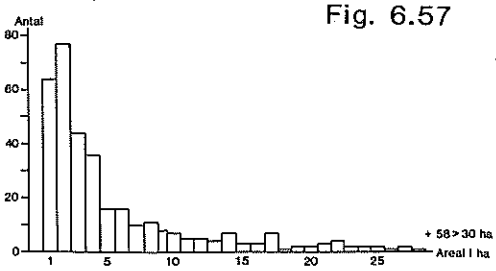
Spredningsdiagram, hvor den procentuelle andel som søer og vandhuller under 0,1 ha udgør af det samlede antal søer og vandhuller for hver region er plottet mod tætheden.

I fig.6.56 er tabellens data plottet ud i et spredningsdiagram. Der kan her skelnes fire grupperinger: Region 3 og 6 der både har stor relativ og absolut tæthed af helt små vandhuller, region 5 og 7 der har noget lavere absolut tæthed, region 1, 2 og 4 der indtager en mellemposition, og endelig region 8 der har afvigende lave både relative og absolutte tætheder.

Når vandhuller fyldes op og søer afvandes, går det i første omgang udover de mindste (som vist ved flere undersøgelser bl.a. Byrnak m.fl.1980). En sådan udvikling ville i diagrammet betyde, at regionerne bevæger sig skråt nedad mod venstre. Man kunne således forledes til at tro, at spredningen i denne retning viste regioner i en mere eller mindre fremskreden tilstand af vandhulsreduktion. En sådan tolkning ville dog forudsætte, at den oprindelige tæthed havde været den samme. Det har den næppe været bl.a. af rent naturgeografiske årsager (se kap.10.1).

OPMÅLTE SØER

Fig. 6.57



Størrelsesfordeling af søer opmålt på målebordsblade for Østdanmark (excl. Bornholm). Kilde: Stat. Medd. 68:4.

I fig.6.57 er vist den størrelsesmæssige fordeling af søer opmålt på målebordsblade for de berørte amter (data fra "Danmarks Areal". Statistiske Medd.1968:4).

Histogrammet viser en overvejende exponentiel fordelingsform. Dog afviger de mindste størrelsesklasser markant fra dette. Det fremgår ikke af kilden, hvilke kriterier der har været anvendt for udvælgelsen af de søer, der er taget med. (muligvis er der alene tale om navngivne søer). Men det er udenfor enhver tvivl, at statistikken er meget ufuldstændig, hvad den samlede mængde af de mindste søer og vandhuller angår.

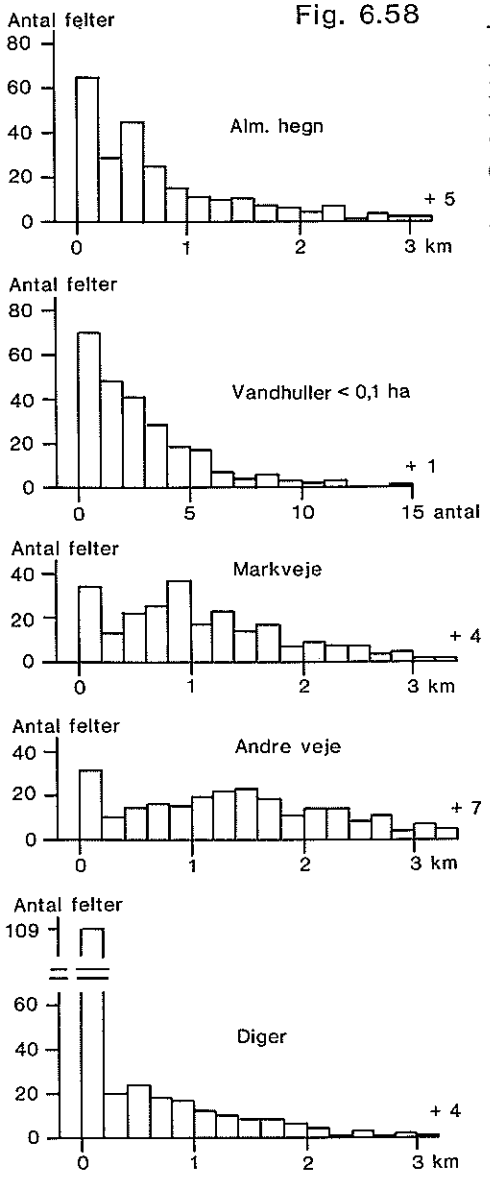
SAMLET

Samlet viser fordelingerne af de her præsenterede størrelsesfordelinger af de areelle

småbiotoper, at de stort set alle udviser noget nær exponentielle fordelinger. Det understreger, hvor følsomt biotopmønstret vil reagere på ændringer i de størrelseskriterier, der måtte anvendes indenfor biotopbeskyttelsen. Selv ganske små ændringer i disse kriterier kan få uventet stor effekt mht. hvilke biotoper, der dermed beskyttes (hvis bestemmelserne ellers overholdes).

Dette spørgsmål, foruden de problemer der kan være af håndhævelsesmæssig og definitorisk art i forbindelse med småbiotopbeskyttelse diskuteres nøjere i kap.14.

Fig. 6.58



249 UTM-felter fordelt efter deres signaturtæthed for forskellige biotoptyper. Data fra bilag.

6.4.2 Tæthedsfordeling

Den gennemsnitlige biotoptæthed indenfor hver region fundet ved de 249 kortaflæsninger er præsenteret andetsteds (Tabel 9.1). Går man fra region-niveauet ned og ser på fordelingen af tætheder indenfor de enkelte UTM-kvadrater, er det klart at variationen er væsentligt større. I det følgende skal dette spørgsmål belyses.

Signaturer for de linieformede biotoper er fordelt på klasser der svarer til klasseintervaller på 200 meter pr. kv.km. i felten. De areelles signaturer er fordelt på klasser svarende til 1 biotop pr. kv.km. landbrugsareal.

De herved opstillede frekvenser er for alle de i kortbladsanalysen anvendte 29 sigantur/biotoptyper anført samlet i bilag 5. fig 6.58 er givet typiske eksempler på fordelingsmønstre for de almindeligste biotoptyper.

Der synes ikke at kunne foretages nogen klar opdeling i fordelingstyper. De varierer fra, hvad der kunne betegnes jævnt fordelte til typer, der viser et eksponentielt fald i hyppighed med stigende biotoptæthed. Det sidste er særligt udtalt for vandhuller under 0.1 ha.

Det skal dog bemærkes, at der med den anvendte prøvestørrelse (på 1 kv.km.) for flertallet af typerne er tale om et meget stort antal nul-observationer. For enkelte af typerne ses der tendenser i retning af binominal fordeling (alm.hegn, hegn på alm. vej og ubevoksede grøfter).

Enkelte biotoptyper viser en meget jævn fordeling med ensartede frekvenser indenfor de forskellige tæthedsklasser (Hegn på dige, ubevoksede markveje og alm. veje).

Opdelt efter hvor almindeligt typerne optræder:"Almindelige": I mindst 50% af felterne, "Ofte forekommende": I 25-50% af felterne og "Sjældne": I mindre end 25% af felterne, fordeler typerne sig skønsmæssigt på hhv. overvejende eksponentielt- og overvejende jævnt fordelte, som vist i tabel 6.28.

Tabel 6.28 Frekvensfordelingstyper for de enkelte biotoptyper fordelt efter deres samlede grad af almindelighed.

	Almindelige	Ofte forekomm.	Sjældne
Overvejende eksponentielt fordelte	Hegn Vandh.u.0.1 ha. Trr.på vej	Hegn på grøft Hegn på a.vej Trr. på dige Trr.v.grøft Grøfter Søere Moser Bevoksninger Solit.træer	Hegn v.markvej Trr.v. vandløb Beplantninger Grusgrave Gravhøje
Overvejende jævnt fordelte	Hegn på dige Ubev.markvej Ubev.a.vej Ubev. dige	Ubev.vandløb	Hegn v.vandløb Hegn på skrænt Hegn v. bane Trr.v. bane Trr. på skrænt Ubev. skrænt Ubev. bane

Ser man på fordelingsmønstrene for de enkelte biotoptyper indenfor de enkelte regioner, er billedet mindre klart p.gr.a. de færre observationer. Men hvad angår selve fordelingsmønstret, synes der ikke at være væsentlige afvigelser fra det ovenfor angivne. Derimod varierer de absolutte tætheder ligesom den relative betydning, hvormed de enkelte biotoptyper indgår i regionens samlede biotopmønster, i nogen grad. Dette sidste diskuteres i kapitel 9 i forbindelse med en vurdering af de 13 undersøgelsesområders repræsentativitet.

7. BIOTOPERNES STATUS OG FUNKTION

FAST AFFALD

7.0. FELTIAGTTAGELSER

Udover hvad der var nødvendigt for den enkelte biotops typificering og lokalisering, er der under feltarbejdet indsamlet en del andre oplysninger (se feltskemaet i bilag 2), som skal præsenteres her. Det drejer sig om afsnit 7.1: Biotopernes træ- og buskvegetation, 7.2: Biotopernes tilgængelighed og 7.3: Biotopernes funktion.

7.1. ARTSSAMMENSÆTNINGEN I BIOTOPERNES TRÆ- OG BUSKVEGETATION

7.1.1 Indledning

I forbindelse med feltarbejdet er der gennemført en registrering af træ- og buskvegetationen i udvalgte biotoper indenfor alle 13 områder.

Når netop denne del af artsindholdet i agerlandets småbiotoper er valgt til beskrivelse, skyldes det flere hensyn:

HVORFOR TRÆER OG BUSKE

For det første var der hensynet til bestemmelsesarbejdets overkommelighed. De fleste træ- og buskarter i det danske agerland kan bestemmes på få minutter.

For det andet var der hensynet til undersøgelsesholdets kompetence. Træ- og buskarter kan med rimelig sikkerhed artsbestemmes året rundt af ikke-specialister.

For det tredie er der grund til at formode, at netop ved-vegetationen er velegnet som indikator for, hvad biotoperne iøvrigt kan rumme af flora og fauna. Det skyldes denne biotiske komponents afgørende indflydelse på mikroklima, vandhusholdning m.m., og den nicherigdom som flerlaget vegetationsdække indebærer. Christiansen(1941) finder således, at urtefloraen følger artssammensætningen af træer og buske i hegn. Og mange insektarter er eentydigt knyttet til bestemte plantearter.

Skal der foretages vurderinger af småbiotopernes artsindhold, er det derfor oplagt at begynde med ved-vegetationen.

7.1.2 Metode

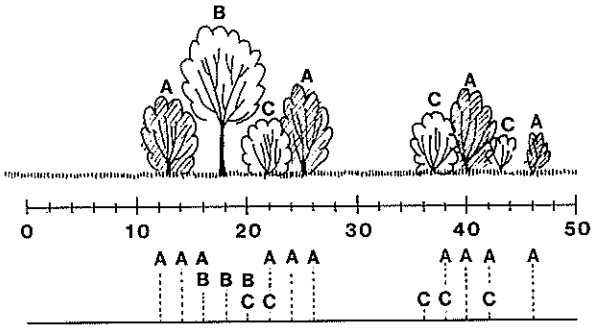
KVANTITATIV OPGØRELSE

Af de ved-vegetationsbærende biotoper er udvalgt h.h.v. 1/10 af de linieformede og 1/5 af de areelle biotoper til analyse. Indenfor disse er der foretaget artsregistreringer for hver anden meter i snit på tværs af de udlagte registreringslinier (hen langs de linieformede - og ad to på hinanden vinkelrette diagonaler i de areelle biotoper, som beskrevet i kap.4 fig.4.1). En enkelt-registrering af en art i et tværsnit betegnes i det følgende som en "score".

Udover den rent kvantitative opgørelse, hvor antallet af registreringer per art er talt op indenfor den enkelte biotop (se fig 7.1), er det, for den samlede biotop, hvorfra prøven er taget, endvidere på øjemål skønnet, hvilke arter der måtte have en betydning på over 20% for biotopens samlede dækning med ved-vegetation.

Fig. 7.1

FELTMETODE: For hver 2. meter er registreret træ- og buskarter ramt af et snit lagt vinkelret på biotopen.



Antal snit, s = 31
Antal snit, som har ramt træ- og buskvegetation, s+ = 13
Bevoksningsgrad (13/26)×100=50%

		%-fordeling
Antal snit, som har ramt arten A, s_A	=10	55
Antal snit, som har ramt arten B, s_B	= 3	17
Antal snit, som har ramt arten C, s_C	= 5	28
Det totale antal artsscores	=18	100

DOMINERENDE

Et lignende skøn over "dominerende" arter er yderligere foretaget for en del af de øvrige ikke-kvantitativt undersøgte areelle biotoper. Omfanget af de foretagne analyser fremgår af tabel 7.1.

Tabel 7.1: Gennemførte vegetationsanalyser i antal

biotopkombinations-type *	kvant. reg.	dominans-skøn	veg.-anal. ialt	ikke undersøgt
Liniefor.	127	127	127	**
Alleer	0	19	19	0
Vå.areel.	32	170	202	45
Tø.areel.	21	69	90	10
Beplantn.	6	27	33	9
Solit.tr.	0	14	14	16
Ialt	186	426	485	(80)

* Biotopkombinationstyperne defineres således: Liniefor. er alle typer af hegn excl. alleer. Alleer er trærækker langs veje. Vå.areel er moser og vandhuller. Tø.areel er andre vegetationsbærende areelle excl.beplantninger og enkeltstående træer. Beplantn. er areelle biotoper, hvor hovedparten af vegetationen bærer tydeligt præg af at være udplantet. Solit.tr. er enkeltstående træer.

** kan ikke opgøres i antal biotoper.

ARTSBESTEMMELSE

Artsbestemmelsen er foretaget ved hjælp af Vedel og Lange (1971):"Træer og buske i skov og hegn", Rostrup-Jørgensen(1961): "Den danske flora" (19.udg) og Gram og Jessen(1971): "Træer og buske i vintertilstand." Den anvendte nomenklatur følger førstnævnte. Bestemmelsen har ikke i alle tilfælde kunnet føres frem til art. I så tilfælde er slægten blevet registreret.

Til trods for at Hindbær, Brombær og Korbær kan være hegnsdannende er disse arter ikke medtaget, da de p.gr.a. deres ringe størrelse dels lettere overses dels ikke har den samme indflydelse på de øvrige levevilkår i biotopen som de større træer og egentlige buskarter.

TRE VURDERINGSMÅDER

Den anvendte registreringsprocedure tillader at vurdere de enkelte arters betydning på følgende måder:

Artens relative betydning udtrykt som den andel af scores for arten som disse udgør af det samlede antal scores for alle arter i prøven, området eller alle 13 områder.

Artens hyppighed udtrykt som den hyppighed hvormed arten optræder iblandt de kvantitative prøver.

Artens dominans i biotoperne udtrykt ved antallet- eller andelen af de analyserede biotoper, hvor arten er skønnet at udgøre mere end 20% af den samlede dækning af ved- vegetation i biotopen.

Udover at blive bedømt i forhold til andre arter kan den enkelte art, som det fremgår af det følgende, så yderligere bedømmes dels i forhold til de enkelte biotoptyper og biotopkombinationstyper (det arealspecifikke vegetationsmønster) dels danne grundlag for sammenligninger mellem de 13 undersøgelsesområder (det områdespecifikke vegetationsmønster).

I det følgende skal først det arealspecifikke vegetationsmønster i form af artsindholdet i de 5 overordnede biotopkombinationstyper, der nævnes i tabel 7.1, præsenteres. Dernæst vil vegetationsbilledet i de forskellige enkeltbiotoptyper og biotopkombinationstyper blive sammenlignet, inden spørgsmålet om det områdespecifikke vegetationsmønster i form af regionale forskelle i artssammensætningen belyses.

Kapitlet om vegetationsanalyser afsluttes med en sammenligning mellem de her foreliggende resultater, og de af h.h.v. Agger&Jensen(1982) beskrevne forhold i hegn og skel i Roskilde amt og de af Andersen m.fl.(1985) opnåede resultater fra løvskovsbryn på Midtsjælland.

7.1.3. Vegetationen i de enkelte biotopkombinationstyper

7.1.3.1.Linieformede biotoper

Ialt er der i de 127 prøver gjort 3.570 enkeltregistreringer fordelt på 55 arter/slægter. i tabel 7.2 er vist de 25, der har opnået det højeste antal scores (alle biotoper taget under et).

VIGTIGSTE HEGNSARTER

Af tabel 7.2 fremgår det, at de førstnævnte 10 arter udgør 69% af samtlige scores og 72% af de i samtlige områder opnåede skøn over dominante arter. De første 5 arter udgør halvdelen af scores, og de 12 førstnævnte 3/4. Dominansregistreringerne viser stort set samme billede.

De væsentligste arter i de undersøgte hegn har været Engriflet Tjørn, Syren, Almindelig Hyld, Hunderose sp. og Gråpil.

Tabel 7.2 er langtfra alene præget af arter, der kendes fra plantede hegn. Den tidligere meget almindelige, men nu stadigt sjældnere Landevejs Poppel optræder først på en 9`ene plads. Hæg, sp., der nu almindeligt udplantes i de vestjyske løvtræshegn, optræder først på en 17`ene plads. Den meget almindeligt anvendte Selje-røn står først som nummer 20. Og vi skal helt ned på 25`ene pladsen, før vi finder den vel nok stadigt i Danmark som helhed almindeligst udplantede hegnsart, Hvidgran.

Til gengæld er betydningen af formodet selvspredte arter fremtrædende.

Tabel 7.2. Den procentvise artsfordeling i prøver fra linieformede biotoper. Søjle I viser den enkelte arts andel af samtlige 3570 scores i 127 prøver. Søjle II viser hyppigheden, hvormed artern er fundet i de 127 prøver. Søjle III viser, i hvor mange udaf 127 biotoper arten udgør mere end 20% af det samlede vegetationsdække. Akkumulerede procenter er vist i ().

	ART	%Af SCORES		%AF BIOT	%AF REG	
1	Engrifl.Tjørn	12		46	18	
2	Syren	12		19	16	
3	Alm. Hyld	9		54	7	
4	Hunderose	8		39	5	
5	Gråpil	7	(49)	17	7	(53)
6	Slåen	5		19	5	
7	Mirabel	4		16	3	
8	Hassel	4		17	4	
9	Landev.Poppel	4		13	5	
10	Alm. Tjørn	3	(69)	18	2	(72)
11	Fuglekirsebær	3		12	5	
12	Ask	3		10	4	
13	Elm sp.	2		8	1	
14	El sp.	2		4	2	
15	Rød-el	2	(80)	6	0	(85)
16	Ahorn	2		7	1	
17	Hæg sp.	2		6	1	
18	Benved	1		10	0	
19	Bukketorn	1		6	1	
20	Selje Røn	1	(87)	2	1	(89)
21	Birk sp.	1		3	1	
22	Hvid-el	1		9	0	
23	Æble sp.	1		2	1	
24	Surkirsevbær	1		2	2	
25	Hvidgran	1	(92)	3	1	(92)

De resterende 30 arter/slægter fundet i hegn er i rangorden (efter scores): Skørpil, Blomme, Rynket Rose, Navr, Seljepil, Kræge, Glanspil, Alm. Røn, Stilk Eg, Bævreasp, Vinter Eg, Dunet Gedeblad, Rødgran, Hvidpil, Rød Kornel, Sitkagran, Normannsgran, Pil sp.(sandsynligvis en af de allerede nævnte pilearter), Pære, Liguster, Douglas Gran, Pyramidepoppel, Dunbirk, Spidsløn, Vortebirk, Stikkelsbær, Spirea sp., Fjeldribs, og Almindelig Gedeblad. Endvidere er to arter fundet alene ved dominansregistreringerne og ikke i de kvantitative prøver: Bøg og Klitfyr.

SPREDTHED

Tabel 7.2 tillader endvidere en omend grov vurdering af, hvor h.h.v. massivt eller spredt de enkelte arter forekommer i hegnene. Således vil førstnævnte vise sig som relativt høje andele af samtlige scores og dominansregistreringer i forhold til den hyppighed, hvormed de optræder i alle de 127 undersøgte hegn. Det omvendte gør sig gældende for meget spredt forekommende arter. En sådan vurde-

INDEX

ring kan foretages ved at dividere hyppigheden (søjle II i tabel 7.2) med artens andel af samtlige scores (søjle I i tabel 7.2). Dette index, der vil være større desto mere spredt arten er blevet observeret, kan anvendes til at rangordne arterne efter stigende "spredthed" som vist i tabel 7.3.

Tabel 7.3. De 25 almindeligste arter rangordnet efter stigende "spredthed", målt som hyppighed divideret med andel af samtlige scores.

Hvid-el	2	Hvidgran	4	Ahorn	5
Syren	2	Mirabel	4	Elm sp.	5
Selje-røn	2	Lande.Pop.	4	Hunderose sp.	5
Gråpil	2	Slåen	4	Alm.Tjørn	6
El sp.	2	Hæg sp.	4	Alm. Hyld	6
Surkirsebær	2	Engr.Tjørn	4	Benved	8
Birk sp.	3	Ask	4	Æble sp.	9
Rød-el	3	Hassel	4		
		Fuglekirs.	4		
		Bukketorn	4		

De 10 arter med flest scores er understreget.

I tabellens højre side finder vi en række arter med fuglespredning, alle er arter, der kun sjældent anvendes ved hegnsplantning i Østdanmark. I tabellens venstre del findes arter, der enten typisk udplantes, har effektiv vegetativ formering, eller arter der er særligt konkurrencedygtige på fugtig bund, hvilket bevirker, at de her uanset sprednings-form ofte vil være dominerende.

7.1.3.2. Alleer

Alleer, forstået som vejstrækninger hvor der med flere meters ækvidistance er plantet træer i hver vejside, er ikke en særligt almindelig biotoptype i de undersøgte områder. I alle 19 tilfælde er arten blevet registreret.

Tabel 7.4. Antal gange en art er registreret som alle-træ.

Lind sp.	4	Vortebirk	2	Pyram.Pop.	1
Selje-røn	4	Alm. Røn	2	Ask	1
Hestekast.	3	Landev.Poppel	2	Ialt	19

Materialets lidenhed tillader ingen særlige konklusioner.

7.1.3.3. Våde areelle biotoper

Ialt er der i de 32 prøver gjort 862 enkelt-

registreringer fordelt på 36 arter/slægter i de våde areelle biotoper. I tabel 7.5 er vist de 25 vigtigste.

Tabel 7.5. Den procentvise artsfordeling i prøver fra våde areelle biotoper. Søjle I viser artens andel af samtlige 862 scores i 32 prøver. Søjle II viser hyppigheden, hvormed arten er fundet i de 32 prøver. Søjle III viser i hvor mange ud af 170 biotoper arten udgør mere end 20% af det samlede vegetationsdække. Akkumulerede procenter er vist i ().

	ART	%AF SCORES		%AF BIOT.	%AF REG.	
1	Gråpil	24		78	30	
2	Båndpil	14		31	13	
3	Engr.Tjørn	11		34	8	
4	Fuglekirs.	6		16	1	
5	Elm.sp.	5	(60)	16	2	(53)
6	Alm.Hyld	5		4	4	
7	Landev.Pop.	4		12	2	
8	Ask	4		22	5	
9	Hvidpil	4		12	5	
10	Rød-el	3	(80)	9	4	(73)
11	Birk sp.	3		9	2	
12	Vortebirk	2		25	6	
13	Mirabel	2		6	1	
14	Skørpil	2		9	2	
15	Glanspil	2	(89)	6	3	(88)
16	Hæg sp.	1		3	0	
17	Hassel	1		6	-	
18	Hundero.	1		16	0	
19	Selje-røn	1		3	-	
20	Syren	1	(95)	3	0	(89)
21	Dunbirk	1		9	1	
22	Alm.Røn	1		3	0	
23	Ahorn	1		6	1	
24	Rødgran	1		3	3	
25	Femh.Pil	1	(98)	3	1	(94)

De resterende 10 arter/slægter er rangordnet efter scores: Seljepil, Alm. Ædelgran, Pyramidepoppel, Æble sp., Gråpoppel, Stilk Eg, Alm.Tjørn, Rynket Rose, Rød Kornel, Solbær og Hjortetakstræ. Yderligere 5 arter er alene registreret ved dominansundersøgelsen: Hvidgran, Sitkagran, Bøg, Slåen og Hestekastanje.

ANDEN OPGØRELSE

Det skal bemærkes, at opgørelsesmetoden kun delvis svarer til den, der anvendtes for linieformede biotoper. I sidstnævnte udgjorde prøven en fast strækning (40 meter), hvorimod der indenfor de areelle normalt er samplet langs to linier diagonalt gennem hele

biotopen (se fig 4.1.). Dette indebærer, at arterne i store biotoper vil have større indflydelse på den samlede sum af scores end arter fra små biotoper. Dette skal efterfølgende belyses ved at sammenligne andelen af scores med hyppigheden for de enkelte arter.

VIGTIGSTE ARTER

Af tabel 7.5 fremgår, at de første 10 arter udgør 4/5 af samtlige scores og nær 3/4 af samtlige dominansregistreringer. Det kan konkluderes at Gråpil, Båndpil og Engriflet Tjørn sammen med de meget hyppigt forekommende Fuglekirsebær og Almindelig Hyld er de væsentligste arter i de undersøgte våde areelle småbiotoper.

Hvor de store biotopers almindeligste arter vil slå særligt kraftigt igennem i andelen af samtlige scores, må det forventes, at de små biotopers vigtigste arter i højere grad vil bevirke, at disse vil optræde med højere hyppighed og antal dominansregistreringer. I tabel 7.6 er hyppighed divideret med procentvis andel af scores.

"SPREDTHED"

Tabel 7.6. De 25 almindeligste arter i våde areelle biotoper rangordnet efter stigende "spredthed" målt som artens hyppighed divideret med dens andel i % af samtlige scores.

Hæg sp.	2	Rød-el	3	Ask	5
Båndpil	2	Selje-røn	3	Rødgran	5
Fuglekirs.	3	Mirabel	4	Femh.Pil	5
Landev.Pop.	3	Birk sp.	4	Skørpil	6
Elm sp.	3	Syren	4	Ahorn	9
Engr.Tjørn	3	Glanspil	4	Alm. Hyld	9
Gråpil	3	Alm. Røn	4	Vortebirk	11
Hvidpil	3	Hassel	5	Hunderose sp.	12
				Dunbirk	13

De 10 arter med flest scores er understreget.

Af tabel 7.6 ses, at Almindelig Hyld og i mindre grad Ask afviger i forhold til de øvrige 10 "topscorere". Dette indikerer, at disse to arter har en mere spredt forekomst end de øvrige, som bl.a. omfatter udpræget fugtigbunds-tilknyttede arter, Gråpil, Båndpil, Hvidpil og Rød-el. Almindelig Hyld og Ask synes mere end de øvrige at høre de helt små biotoper til.

7.1.3.4. Tørre areelle biotoper

Ialt er der i de 21 prøver gjort 1.017 enkelt-registreringer fordelt på 42 arter/slægter. I tabel 7.7 er vist de 25 vigtigste.

Tabel 7.7. Den procentvise artsfordeling i prøver fra tørre areelle biotoper. Søjle I viser den enkelte arts andel af samtlige 1017 scores i 21 prøver. Søjle II viser hyppigheden hvormed arten er fundet i de 21 prøver. Søjle III viser i hvor mange biotoper arten udgør mere end 20% af det samlede vegetationsdække. Akkumulerede procenter er vist i ().

	ART	%AF SCORES		%AF BIOT	%AF REG	
1	Ahorn	16		24	6	
2	Ask	14		29	8	
3	Bøg	11		14	5	
4	Dunbirk	8		5	1	
5	Alm.Hyld	7	(56)	76	9	(30)
6	Engr. Tjørn	6		48	4	
7	Rødgran	4		24	14	
8	Rød-el	4		24	6	
9	Elm sp.	4		19	6	
10	Hassel	4	(77)	19	3	(62)
11	Hæg sp.	3		19	0	
12	Vedben	3		5	0	
13	Æble sp.	2		19	2	
14	Seljepil	1		10	1	
15	Alm.Tjørn	1	(88)	14	1	(66)
16	Gråpoppel	1		10	1	
17	Mirabel	1		5	1	
18	Gråpil	1		10	3	
19	Hvidgran	1		5	1	
20	Vortebirk	1	(93)	10	3	(76)
21	Hunderose sp.	1		24	1	
22	Sølvpoppel	1		5	1	
23	Sitkagran	1		10	0	
24	Rynket Rose	1		10	1	
25	Virg. Rose	-	(96)	5	0	(79)

De resterende 17 arter/slægter er ordnet efter scores: Poppel sp., Stilkeg, Slåen, Surkirsebær, Hestekastanje, Kræge, Fuglekirsebær, Naur, Vintereg, Almindelig Røn, Pære, Almindelig Gedeblad, Birk sp. (sandsynligvis en af de allerede nævnte Birk), Østrisk Fyr, Landevejs Poppel, Syren og Snebær. Yderligere 6 arter er registreret alene i dominansundersøgelsen: Fyr sp., Glanspil, Lærk sp., Hvidpil, Seljerøn og Mangeblomstret Rose.

VIGTIGSTE ARTER

Af tabel 7.7 ses, at de 5 første arter udgør mere end halvdelen - og de første 10 godt 3/4 af observationerne. Både hyppighederne og dominansregistreringerne fordeler sig dog

betydeligt mere jævnt over de 25 anførte arter. Det må således konkluderes, at bedømt efter andel af den samlede mængde scores er Ahorn, Ask og Bøg de vigtigste arter. Bedømt efter hyppighed er det Almindelig Hyld, Engriflet Tjørn og Ask, og bedømt efter dominans er det Rødgran, Almindelig Hyld og Ask.

Den i forbindelse med de våde areelle biotoper nævnte tendens til at artsindholdet i store biotoper med den valgte registreringsprocedure ville slå kraftigt igennem, når man rangordner arterne efter scores, præger også opstillingen i tabel 7.7.

Der kan i biotopkombinationstypen, tørre areelle, skelnes en heterogenitet, der består af

1) En mindre gruppe relativt store småbiotoper med mange højstammede træer, som vi kan kalde småskove
2) Et konglomerat bestående af bevoksede gravhøje, vildtremiser, udtørrede småmoser og mergelgrave og
3) beplantninger.

SMÅSKOVE

Blandt de analyserede 21 tørre areelle kan der således skelnes 6 småskove, der rummer 2/3 af de opnåede scores. Trækkes disse 6 ud af datagrundlaget for tabel 7.7, forsvinder Dunbirk og Bøg helt sammen med 95% af scores for Ask og Ahorn. Rangordenen for de resterende 15 bioptoper ændres da til, at de 5 første arter (der atter udgør mere end halvdelen af samtlige scores) nu består af Engriflet Tjørn, Rødgran, Almindelig Hyld, Rød-el og Æble, sp.. De 10 første arter (der atter udgør godt 3/4) er foruden de netop nævnte Hassel, Seljepil, Mirabel, Hæg sp. og Ask.

"SPREDTHED"

Dette billede bekræftes da også, hvis vi, i lighed med hvad der blev gjort for de våde areelle, for de 21 tørre areelle opstiller arterne efter "spredthed":

Tabel 7.8. De 25 almindeligste arter ordnet efter stigende "spredthed" målt som artens hyppighed divideret med dens andel i % af samtlige scores i tørre areelle biotoper.

Dunbirk	1	Rødgran	6	Engr.Tjørn	8
Bøg	1	Rød-el	6	Virg.Rose	10
Ahorn	1	Seljepil	6	Alm.Tjørn	10
Vedben	2	Hæg sp.	6	Gråpil	10
Ask	2	Sølvpoppel	7	Alm.Hyld	11
Mirabel	2	Hvidgran	7	Vortebirk	14
Elm sp.	5	Gråpoppel	7	Rynket Rose	16
Hassel	5	Æble sp.	8	Sitkagran	16
				Hunderose sp.	35

De 10 arter med flest scores er understreget.

Af tabel 7.8 ses at Dunbirk, Bøg, Ahorn og Ask er massivt forekommende, medens Engriflet Tjørn og Almindelig Hyld (igen) udmærker sig ved en meget spredt forekomst.

7.1.3.5 Beplantninger

Ialt er der i de 6 prøver gjort 124 enkeltregistreringer fordelt på 11 arter/slægter. Disse er vist i tabel 7.9.

Tabel 7.9. Den procentvise artsfordeling i 6 prøver fra beplantninger. Søjle I angiver den procentvise andel i samtlige scores. Søjle II hyppigheden. Søjle III viser artens andel af de ialt 47 dominansregistreringer. Akkumulerede procenter i ().

	%AF SCORES	%AF BIOT	%AF REG
1 Rødgran	35	50	43
2 Fyr sp.	30	17	13
3 Dunbirk	15	17	2
4 Alm. Hyld	7	17	0
5 Vortebirk	3 (90)	33	4 (63)
6 Rynk.Rose	3	33	0
7 Stilk Eg	2	17	0
8 Seljerøn	2	17	0
9 Poppel sp.	2	17	0
10 Lærk sp.	1 (99)	17	4 (66)
11 Alm. Røn	1 (100)	17	0 (66)

Yderlighere 10 arter/slægter er registreret som dominanter. Sitkagran i 4 tilfælde, Normannsgran og syren i hver 2 og Hvidgran, Bjergfyr, Østrigsk Fyr, Blågrøn Gran, Gråpoppel, Elm sp. og Ask med hver et registreret tilfælde.

VIGTIGSTE ARTER

Beplantningerne er helt domineret af nåletræer (66% af scores og 83% af dominansregistreringerne). De i de øvrige biotoptyper så hyppigt forekommende arter spiller en betydeligt mindre rolle (Almindelig Hyld) eller glimrer ved deres fravær (Engriflet Tjørn og Hunderose sp.). En sandsynlig forklaring er, at beplantninger netop i felten har været defineret som biotoper, der tydeligt er præget af plantninger. Denne tydelighed gør sig selvsat særligt gældende i meget unge og meget tætte nåletræsbeplantninger. Det kan således tænkes, at de tre nævnte "agerlands opportunister" i sådanne biotoper enten ikke har haft den fornødne tid eller de fornødne vilkår (lys) til som sædvanligt at gøre sig gældende (i bare 6 prøver).

7.1.3.6 Solitære træer

I 14 ud af de 30 tilfælde, hvor solitære træer er antruffet, er også træets art registreret. Det drejer sig om følgende:

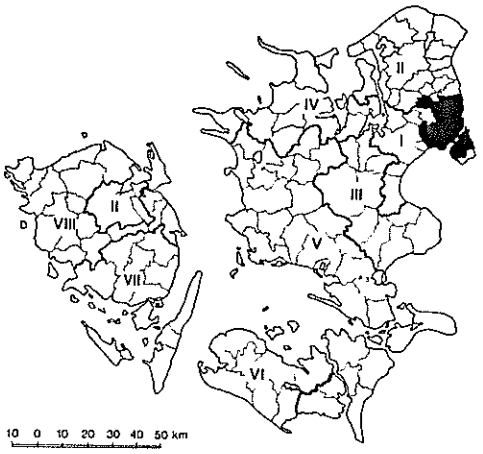
Landevejs Poppel	2	Bøg	1
Vortebirk	2	Stilk Eg	1
Hestekastanje	2	Vinter Eg	1
Ask	2	Æble sp.	1
Gråpoppel	1	Fuglekirsebær	1

Det bemærkes, at med den anvendte definition for denne biotoptype, har kun arter, der kan vokse sig store, mulighed for at komme med i registreringen.

7.1.4. Forskelle i biotoptypernes vegetation

7.1.4.1. Sammenligning mellem biotoptyper

I tabel 7.10 er givet en oversigt over prøvetagningen i de enkelte biotoptyper område for område.



Tabel 7.10. Fordelingen af prøver på biotoptyper

OMRÅDE:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	SUM
ALLEER	1						4	7		1	5			18
HEGN	4	6	7	2	1	5	5	9	13	1	17	27	6	103
H.P.DIGE				2		1	1	4	1		8	7		24
V.MERGGR	4	1					1			2	1		4	13
V.GRUSGR													1	1
MOSE		2	8	2		1		3				1		17
SMÅSØ				1										1
T.MERGGR	1											1	1	3
GRAVHØJ		1											2	3
REMISE	1	1				1	1							4
BEVOKSN					1			1	2		4	3		11
BEPLANTN	1			3					2					6

Kombinationen af spredt prøvetagning og regionale forskelle i artssammensætningen (som diskuteres senere) gør det begrænset, hvad materialet tillader af formodet holdbare udsagn om forskelle i artssammensætningen mellem biotoptyper. Følgende sæt af sammenligninger skal dog forsøges:

1) mellem hegn og dige i område 11+12
2) mellem våde mergelgrave og moser
3) mellem gravhøje, remiser og beplantninger

HEGN OG DIGER

ad 1) Hegn og bevoksede diger på Sydfyn: De to områder på Sydfyn rummer tilsammen 34 analyserede hegn og 15 bevoksede diger med h.h.v. 28 og 19 arter. Udaf de 10 arter, der har fået højest antal scores, er de 7 de samme i de to biotoptyper. Der kan spores en svag tendens til lidt flere fugtigbunds-tilknyttede arter i hegnene. Således fandtes Gråpil, Rød-el, Skørpil og Vortebirk i hegnene men ikke på digerne, hvor til gengæld Slåen alene forekom.

MERGELGRAVE OG MOSER

ad 2) Mergelgrave og moser: Samlet for alle områder er der analyseret 13 våde mergelgrave og 17 moser med h.h.v. 21 og 22 arter. De 10 vigtigste er vist i tabel 7.11.

Tabel 7.11. De 10 vigtigste arter i våde mergelgrave og moser. %-andelen af samtlige scores er anført. Fællesarter er understreget

VÅDE MERGELGRAVE		MOSER	
Engrifl.Tjørn	22	Gråpil	35
Båndpil	15	Båndpil	12
Gråpil	15	Fuglekirseb.	7
Ask	10	Hvidpil	5
Alm.Hyld	8	Engrifl.Tjørn	5
Landev.Poppel	6	Landev.Poppel	4
Glanspil	4	Elm sp.	3
Hvidpil	3	Mirabel	3
Hunderose sp.	3	Alm.Hyld	3
Vortebirk	3	Rød-el	3

VIGTIGSTE ARTER

Udaf de 14 arter i tabel 7.11 er de 6 fælles for de to lister. Disse fællesarter udgør h.h.v. 69 og 64% af registreringerne i mergelgravene og moserne. Ask er registreret relativt oftere ved mergelgravene end i moserne. Endvidere mangler Glanspil og Hunderose sp. helt i prøverne fra moserne. Moserne udmærker sig udover den meget store betydning af Gråpil ved at rumme Rød-el og Hæg, sp., der begge mangler i prøverne fra mergelgravene.

GRAVHØJE

ad 3) Gravhøje, remiser og bevoksninger: Generelt kan det for disse tre biotoptyper siges at: Gravhøjenes vegetation er præget af agerlandets selvspredte opportunister,

REMISER

Engriflet Tjørn og Almindelig Hyld. Remiserne er præget af dominerende bestande af Rød- og Hvidgran. Endvidere er der fundet udplantede bærbuske (Virginia Rose og Rynket Rose) og et indslag af løvbærende småtræer (Navr, Hæg sp., Pære). Med det store indslag af nåletræer udgør remiserne en mellemform mellem beplantninger og bevoksninger.

BEVOKSNINGER

Bevoksningerne udmærker sig ved, at de store skovdannende arter (Elm sp., Bøg, Ahorn og Ask) har stor betydning. Det hænger sammen med, at der i denne biotopgruppe indgår egentlige småskove. Trækkes disse (6) småskove ud af materialet, bliver det Engriflet Tjørn, Rødgran og Almindelig Hyld, der kommer ind på de første pladser, hvorved artsbilledet mere svarer til, de øvrige tørre areelles.

7.1.4.2. Sammenligning mellem kombinationstyper

I tabel 7.12 er sammenstillet resultaterne for de 4 hovedbiotopkombinationstyper. Arterne er inddelt, efter den procentuelle andel de har haft af samtlige scores indenfor hver type.

HVER SIN ART

Det ses, at hver af de fire typer har hver sin art på førstepladsen h.h.v. Engriflet Tjørn i de linieformede, Gråpil i de våde-, Ahorn i de tørre areelle og Rødgran i beplantningerne. Engriflet Tjørn er højt placeret både i de våde og de tørre areelle også, men ikke i de (noget overfladisk) undersøgte beplantninger. Denne art må sammen med Almindelig Hyld, der forekommer højt placeret i alle fire typer, betegnes som de i småbiotoperne overhovedet almindeligst forekommende arter.

HYLD OG TJØRN

Tabel 7.12. Arterne fordelt efter andel i scores indenfor hver af 4 biotopkombinationstyper.

	LINIEFORM.	VÅDE AREEL.	TØRRE AR.	BEPLANTN.
over 10%	Engr.Tjørn Syren	Gråpil Båndpil Engr.Tjørn	Ahorn Ask Bøg	Rødgran Fyr sp. Dunbirk
fra 5% til 10%	Alm.Hyld Hunder.sp. Gråpil Slåen	Fuglekirsb. Elm sp.	Dunbirk Alm.Hyld Engr.Tjørn	Alm.Hyld
fra 2% til 5%	Mirabel Hassel Landv.Pop. Alm.Tjørn Fuglekirs. Ask	Alm.Hyld Landv.Pop. Ask Hvidpil Rød-el Birk sp. Vortebirk	Rødgran Rød-el Elm sp. Hassel Hæg sp. Vedben Æble sp.	Vortebirk Rynk.Rose
fra 1% til 2%	Elm sp. El sp. Rød-el Ahorn Hæg sp. Benved Bukketorn Selje-røn Birk sp. Æble sp. Hvid-el	Mirabel Skørpil Glanspil Hæg sp. Hassel Hunder. sp	Seljepil Alm.Tjørn Gråpoppel Mirabel Gråpil	Stilk Eg Selje-røn Poppel sp
under 1%	Yderligere 32 arter	Yderligere 18 arter	Yderligere 24 arter	Yderligere 2 art.
Ialt	55 arter	36 arter	42 arter	11 arter
Incl. dom.	55 arter	40 arter	48 arter	21 arter

__ arter der overhovedet ikke er registreret i andre kombinationstyper.
- -Arter der ikke er observeret i over 1% af scores i andre kombinationstyper.
Samlet 65 forskellige "arter" (6 heraf er kun bestemt til slægt).

RØDGRAN

Om forskellene de fire biotopkombinationstyper imellem skal endvidere udfra tabel 7.12 bemærkes, at Rødgran, der dominerer i beplantningerne, i et vist omfang også i de tørre areelle (remiserne) og i begrænset omfang i de våde areelle, mangler næsten helt i prøverne fra hegnene. Overhovedet er der i de 127 prøver fra linieformede biotoper kun i to tilfælde registreret Rødgran. Ialt er nåletræer kun registreret i 4 udaf de 127 prøver. Med tanke på de mange nåletræshegn i

det vestlige Danmark er dette bemærkelsesværdigt.

Gråpil, der spiller en betydelig rolle i de våde areelle og i de (våde) linieformede biotoper, er uden synderlig betydning i de øvrige biotopkombinationstyper.

Artslisten for de tørre areelle er kraftigt influeret af registreringerne fra nogle enkelte relativt store småbiotoper, småskove. I de resterende tørre småbiotoper er det istedet Engriflet Tjørn, Rødgran og Almindelig Hyld, der er de vigtigste arter.

SAMLET OM TYPER

Samlet kan det om arternes fordeling på de forskellige biotopkombinationstyper konkluderes, at hegnene karakteriseres af Syren og Slåen, de våde areelle af Båndpil og ekstraordinært mange Gråpil, de tørre areelle karakteriseres af storvoksne løvtræer, og beplantningerne karakteriseres af stor forekomst af nåletræer. I varierende grad rummer alle biotopkombinationstyperne derudover, hvad der kan betegnes som almindelige agerlandsopportunister: Engriflet Tjørn, Almindelig Hyld og Hunderose sp.

7.1.5. Sammenligning mellem områderne

UENS SAMPLING

Som det fremgik af tabel 7.10, har der været tale om en meget uens sampling i de forskellige områder. Nok er der en vis ensartethed i den forstand, at groft den samme brøkdel af linieformede- og areelle biotoper (h.h.v. 1/10 og 1/5) er blevet samplet i hvert område, hvilket har tilladt den ovenangivne arealspecifikke karakteristik af vegetationen indenfor biotopkombinationstyperne som sådan. Men de foretagne analyser tillader i mindre grad en områdespecifik karakteristik af vegetationens sammensætning. I flere områder foreligger kun få eller ingen prøver af flere biotoptypers vegetation.

For at kompensere for dette problem skal der i det følgende præsenteres resultater af beregninger, hvor vægtningen af de enkelte områder er "gjort lige" ved, at de enkelte arters procentuelle andel af samtlige scores indenfor de respektive biotopkombinationstyper indenfor hvert område betragtes i stedet for den procentuelle andel af det samlede

antal scores indenfor typen i alle områder under et.

7.1.5.1. Linieformede biotoper

JÆVNT FORDELTE ARTER

Tages udgangspunkt i arternes procentuelle andel af registreringerne indenfor hver biotoptype i hvert område, og beregnes gennemsnittet af dette for alle 13 områder, fås en rangordnet opstilling af arterne, som imidlertid afviger meget lidt fra den allerede i tabel 7.2 foretagne. Således optræder 8 af de 10 vigtigste arter i tabel 7.2 atter blandt de 10 højest placerede, og Engriflet Tjørn, Almindelig Hyld, Gråpil og Hunderose sp. er stadigt blandt de 5 højest placerede.

SKÆVT FORDELTE ARTER

De arter, der skifter plads i rangfølgen, er de arter, der udviser en skæv fordeling indenfor det østdanske område. Det gælder især Syren, Selje-røn og Hassel. Både for den kvantitative registrering og for registreringen af dominanstilfældene gælder, at Syren helt overvejende er fundet i de to fynske områder. Omvendt er Selje-røn kun registreret på Sjælland og ikke på Fyn, Møn og Lolland-Falster. Den tredie art med ændret placering i rangordenen, Hassel, har ligesom Syren overvejende været registreret i prøver fra de sydfynske områder.

7.1.5.2. Våde areelle biotoper

JÆVNT FORDELTE

Tages på samme måde for de våde areelle udgangspunkt i arternes gennemsnitlige procentuelle fordeling indenfor områderne, fås atter en fordeling, der afviger meget lidt fra den allerede opstillede rangorden i tabel 7.5. Således optræder 9 af de 10 vigtigste arter atter blandt de 10 højest placerede, og Gråpil, Båndpil og Engriflet Tjørn er stadigt blandt de 5 højest placerede.

De arter, der skifter plads i rangfølgen, er de arter, der udviser en skæv fordeling indenfor det østdanske område, dog med det forbehold, at det i visse af de 13 områder meget lave prøveantal kan bevirke, at mere tilfældige udsving stærkt begrænser tolkningsmulighederne. For eksempel er Skørpil den eneste art, der er registreret i den eneste våde areelle biotop, der er undersøgt i område 11 (Ringe). Det bevirker, at denne art, der iøvrigt spiller en underordnet rolle, alligevel kommer ind på andenpladsen i

den her omtalte rangorden. På grund af dette forhold tillader en sådan opstilling ikke videre konkluderen omkring den regionale variation i de våde areelles artssammensætning.

DOMINANS-REGISTRE-RINGER

I forhold til de kvantitative registreringer er antallet af dominansregistreringer af et noget mere tilfredsstillende omfang, idet der foreligger 170 dominansregistrerringer fra våde areelle, hvilket er 3/4 af samtlige ved-vegetationsbærende biotoper af denne type. Den områdevise fordeling af disse er for de 10 oftest registrerede arter vist i tabel 7.13.

Tabel 7.13. Antallet af dominansregistreringer i våde areelle fordelt på undersøgelsesområder.

OMRÅDE:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	ialt
Gråpil	5	2	21	12	1	6	3	3		2	4	3	13	75
Båndpil	13	5	3			1	1						9	32
Eng.Tjørn	7		1				2			6	2		1	19
Vortebirk			7			5							2	14
Ask		1	1			1	2	1			3	1	3	13
Hvidpil			7				1			2	1		2	13
Alm.Hyld	2	1	2				2						4	11
Rød-el				1								6	2	9
Glanspil			5								1		2	8
Rødgran	4			1			1			1			1	8

Udover at konstatere at Gråpil overalt har en stor betydning (hvilket også fremgår af den ikke viste tilsvarende områdevise fordeling af de kvantitative registreringer), skal blot Båndpils skæve fordeling bemærkes. Denne art viser her som i fordelingen af de (ikke viste) kvantitative registreringer en meget skæv udbredelse. Den er i vor undersøgelse alene fundet i de midtsjællandske områder.

7.1.5.3. Tørre areelle

I endnu højere grad end for de våde areelle er der for de tørre tale om, at det lave prøveantal vanskeliggør en analyse af eventuelle regionale forskelle i artsmønstret. Da den områdevise fordeling af dominansregistreringer viser det samme mønster som fordelingen af de kvantitative registreringer m.h.t. de nedenfor dragne konklusioner, skal alene dominansregistreringernes områdevise fordeling præsenteres (tabel 7.14).

Tabel 7.14. Antallet af dominansregistreringer i tørre areelle biotoper fordelt på de 13 undersøgelsesområder.

OMRÅDER:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	sum
Rødgran	1		1	6		4	3				3	2		20
Alm.Hyld	1	3	1				1		1			1	5	13
Ask				1			1				7	3		12
Ahorn							1				6	2		9
Rød-el			1	1		1		1			1	3		8
Elm sp.	1			3	1					1	1	1		8
Bøg			1	3	1					1	1			7
Engr.Tjørn	1	2									1		2	6
Vortebirk		1	1			1			1	1				5
Hassel					1					1	2			5
SUM	4	6	5	14	3	6	6	1	2	4	21	14	7	93
Andre	4	3	4	5	1	2	6	0	5	1	9	5	7	52

Hassel viser sig at have overvejende tyngde i de fynske områder (5, 11 og 12) . Det samme gælder Ahorn og Ask, hvilket delvis hænger sammen med forekomsten af egentlige småskove i de fynske områder.

7.1.5.4. Sammenfatning om regionale forskelle

Om den områdevise sammenligning af vedvegetationen i småbiotoperne må det konkluderes, at undersøgelsen indikerer en høj grad af ensartethed områderne imellem. De forskelle, som det begrænsede undersøgelsesmateriale viser mellem områderne, er langt mindre udtalte, end de forskelle der kunne konstateres mellem de enkelte biotoptyper.

Engriflet Tjørn, Almindelig Hyld og Hundero-se sp. samt Gråpil (hvor den fornødne fugtighed har kunnet favorisere denne art) synes overalt at være almindeligt forekommende. Det er dermed det nærmeste, vi udfra den foreliggende undersøgelse kan indkredse som det dominerende floraelement i de østdanske agerlandsbiotoper.

Af regionale forskelle synes Syrens og i mindre grad Hassels relative større betydning på Fyn og og Båndpils tilknytning til de midtsjællandske områder at være de eneste forskelle, der med rimelighed kan sættes lid til udfra denne undersøgelse.

7.1.6. Sammenligning med "Hegn og skel i Roskilde AMT

Som tidligere omtalt har Agger&Jensen (1982) underkastet vedvegetationen i samtlige linieformede biotoper i 17 kvadratkilometer agerland (fordelt på 4 områder) i Roskilde amt en nøjere undersøgelse. Resultaterne fra 3 af disse områder indgår direkte i den her foreliggende undersøgelse: Område 1 (Tune), område 2 (Tågerup) og område 13 (Bramsnæs).

7.1.6.1. Sammenligning af registreringsprocedure

FORSKEL I HEGNSDE-DEFINITION

A&J`s registreringsprocedure indebar, at tværsnit blev lagt hen gennem hver enkelt biotop for hver anden meter i hele dennes udstrækning. Dette i modsætning til den her foreliggende undersøgelse, hvor der af A&J`s materiale er udtaget prøver af 40 meter for en tienedel af hegnene. Hegn er endvidere her defineret som en 20 meter strækning med over 50% ved-vegetation.

Vi har m.a.o. alene beskæftiget os med relativt tætte bevoksninger, hvor A&J har registreret al ved-vegetation i de linieformede biotoper. Betydningen af denne metodeforskel skal vurderes i det følgende.

I Tabel 7.15. er vist den andel de enkelte arter procentuelt har opnået af det samlede antal artsscores i gennemsnit i de tre områder h.h.v. hos os (Biotopgruppen) og hos A&J (A&J tabel 7.1.)

Tabel 7.15. De enkelte arters procentuelle andel af den samlede mængde artsscores i gennemsnit for de tre områder (område 1, 2 og 13). Kun arter, der i mindst et område har opnået mindst 1% af samtlige scores , er medtaget.

ART	AGGER & JENSEN	BIOTOP GRUPPEN	AFVIGELSER OVER 50%	
Engriflet Tjørn	30.4	23.0		
Almindelig Hyld	12.4	9.3		
Gråpil	7.0	7.3		
Selje-røn	6.4	14.3	+	
Hunderose sp.	4.8	3.0		
Landevejs Poppel	4.8	8.7	+	
Glanspil	4.7	3.3		
Bukketorn	3.2	6.3	+	
Mirabel	3.0	1.3		-
Ask	2.8	3.0		
Båndpil	2.4	0		-
Æble sp.	2.3	0		-
Elm sp.	2.3	3.3		
Slåen	2.2	.3		-
Syren	1.8	4.0	+	
Hvidpil	1.6	1.0		
Kræge	1.2	3.7	+	
Almindelig Tjørn	1.0	1.3		
Surkirsebær	.7	0		-
Østrisk Fyr	.6	0		-
Almindelig Røn	.4	.7	+	
Ahorn	.4	3.3	+	
Hassel	.2	0		-
Benved	.1	1.0	+	
Skørpil	-	1.0		
Rød Kornel	-	1.0		
Liguster	-	.7		
Fuglekirsebær	-	.3		

"+" og "-" angiver, hvor biotopgruppens angivelser er mere end 50% h.h.v.højere eller lavere end det af Agger&Jensen anførte.

Som det ses, er der betragtelige forskelle mellem de to undersøgelser. Da feltregistreringen er een og samme, må forskellene alene føres tilbage til forskelle i procedure incl. det hermed forbundne element af tilfældighed. A&J`s angivelser kan tages for et gennemsnit af den samlede population af scores i de tre områder, hvoraf vi så kun har undersøgt en tendentiel udvalgt delmængde, nemlig de tættere bevoksninger.

EN DEL-MÆNGDE

De særligt markante afvigelser er i tabel 7.15. angivet med h.h.v. "+" og "-", hvor "+" angiver arter som vi i særlig grad overvurderer og "-" angiver arter som vi i særlig grad undervurderer i forhold til A&J.

OVERVUR-
DERING

Den første gruppe udgøres af Selje-røn, Landevejs Poppel, Bukketorn, Syren, Kræge, Almindelig Røn, Ahorn og Benved, hvoraf de 4 førstnævnte (vigtigste) af A&J (side 113) angives at være arter, der ikke- eller kun vanskeligt kan formere sig gennem frøspiring under danske forhold og, som derfor må forventes helt overvejende at være udplantede, hvilket vil indebære at de oftest findes i tætte bestande. Også Kræge og Ahorn er i undersøgelsen fundet på en måde, så de her må formodes overvejende at være udplantede, selvom disse arter udemærket i Danmark kan formere sig ved frø.

UNDER-
VURDERING

Den anden gruppe udgøres af Mirabel, Båndpil,Æble sp., Slåen, Surkirsebær og Østrisk Fyr, arter, der bortset fra sidstnævnte, har effektiv frøformering og dermed ofte spredt forekomst. A&J angiver (si.104) dog Båndpil som en art, der vanskeligt frøformerer sig under danske forhold. Udfra vores hyppige og spredte registrering af denne art også i de våde areelle biotoper, kan det dog med sikkerhed angives, at denne art ihvertfald i de midtsjællandske områder evner at spredes effektivt gennem frø.

Disse resultater er i en vis overensstemmelse med det af A&J iagttagne udbredelsesmønster for træ- og buskarterne. A&J opdeler arterne (A&J: Tab 7.6) i tre grupper efter deres forekomsttype:

A) Arter med meget klumpet fordeling (40% af scores i klumper på 10 eller flere på hinanden efterfølgende scores),

B) Arter med klumpet fordeling (fra 15 op til 40% af scores i klumper på 10 eller flere på hinanden følgende scores) og

C) Arter med spredt forekomst (mindre end 15% af scores findes i klumper på 10 eller flere på hinanden følgende scores).

De 8 arter, der i tabel 7.15. er mærket med "+", fordeler sig med 5 der har "meget klumpet fordeling", en der har "klumpet fordeling" og to med "spredt fordeling". De med "-" mærkede 7 arter fordeler sig med tre der har "meget klumpet", to der har "klumpet" og to der har "spredt" fordeling.

KONKLUSION

Det må således konkluderes, at der med den anvendte registreringsprocedure (incl. hegnsdefinition) sker en systematisk undervurde-

ring af de mange spredt forekommende som oftest selvspredte arter i de linieformede biotoper, og en tilsvarende overvurdering af de arter, der forekommer i tætte bestande, hvilket udover de vegetativt formerende arter (såsom Slåen, Bukketorn og Fuglekirsebær) tendentielt vil være udplantede arter, især de der er plantet i nyere tid (såsom Selje-røn og Syren).

VEJE OG VANDLØB

Endnu et forhold, som muligvis kan forklare en del af de her iagttagne forskelle mellem A&J og den her foreliggende undersøgelse, er, at der i de refererede data (tabel 21 fra A&J) ikke indgår registreringer fra h.h.-v. veje og vandløb. Landevejs Poppel og Selje-røn forekommer begge i vejrabatterne i de tre undersøgelsesområder. Deres inddragelse ville derfor tendentielt have ført til en opprioritering af disse arter i sammenligning en i tabel 7.15. og dermed have bragt større overensstemmelse med Biotopgruppens resultater. Da vegetationen i veje og rabattert imidlertid i A&J`s undersøgelse kun udgør 1.7% af samtlige scores i de tre områder, ville denne ændring have været af forsvindende betydning.

7.1.6.2. Roskilde Amt og Østdanmark

Ser vi på vores resultater fra Østdanmark i lyset af, hvad Agger og Jensen måtte konkludere om det mindre område, Roskilde amt, kan følgende slås fast:

A) A&J angiver fire arter som egnskarakteristiske, forstået som arter der forekom i alle fire områder og med over 10% af områdets sum af artsscores i mindst et område: Engriflet Tjørn, Almindelig Hyld, Hunderose sp. og Gråpil. For disse arter gælder i den foreliggende undersøgelse:

DE FIRE VIGTIGSTE ARTER

Engriflet Tjørn forekommer hos os i 12 udaf de 13 områders linieformede biotoper (i de 8 med 10% og derover).

Almindelig Hyld forekommer i 11 ud af de 13 områders linieformede biotoper (i de 6 med 10% og derover).

Hunderose sp. forekommer i 12 ud af de 13 områders linieformede biotoper (i de 3 med 10% og derover).

Gråpil forekommer i 6 ud af de 13 områders

linieformede biotoper (i de 3 med 10% og derover). Den manglede bl.a. i to af de tre områder, hvor A&J med deres registreringsprocedure fandt denne art (omend det her var med meget lave procentandele).

Vores resultater må således siges overvejende at bekræfte, at disse fire arter også er dominerende i de linieformede biotoper i det øvrige Østdanmark.

B) A&J angiver endvidere 6 arter som havende "en mindre men meget jævn udbredelse": Landevejs Poppel(LP), Glanspil(GP), Mirabel(M), Æble sp.(Æ), Elm sp.(E) og Fuglekirsebær(FK). For disse arter gælder i den foreliggende undersøgelse følgende:

	LP	GP	M	Æ	E	FK
Fundet i antal områder :	6	1	9	4	5	6
Antal områder med over 10%:	2	1	2	0	1	2

Det ses af ovennævnte, at skønsmæssigt 3 af de 6 arter kan leve op til at betegnes som havende en "mindre men meget jævn udbredelse": Landevejs Poppel, Mirabel og Fuglekirsebær. Hvorimod de andre tre i mindre grad synes at have en almindelig udbredelse i det østdanske område. Dog optræder både Æble sp. og Elm sp. blandt de 25 vigtigste arter/slægter i vores resultater og med et stort spredthedsindex (se tabel 7.3).

ALMINDELIGE

C) Af arter der udfra vores undersøgelse kan betegnes som almindelige (i mindst 6 af de 13 områders hegn) er der udover de allerede nævnte fundet Slåen(S), Hassel(H), Ahorn(AH), Ask(AS) og Benved(B):

	S	J	AH	AS	B
Funder i antal områder :	7	6	6	7	6
Antal områder med over 10 %:	2	1	1	0	0

De nævnte 5 arter er også blandt de 25 vigtigste i Roskilde amt. Hos A&J er exceptionelt mange Slåen fundet i et enkelt af deres 4 områder (det der ikke er med i foreliggende undersøgelse), hvilket bevirker, at den hos A&J rangerer på en fjerdeplads i den samlede rankorder.

SELJERØN OG SYREN

Derudover skal nævnes Selje-røn og Syren, der i den foreliggende undersøgelse har en stor andel af det samlede antal scores, men som er meget skævt fordelt, Selje-røn overvejende i de sjællandske områder og Syren overvejende i de fynske.

Da der for de øvrige arter, der er registreret i de to undersøgelser, kun er tale om enten mindre forskydninger i rangfølgen eller om arter med en yderst sporadisk forekomst, må det konkluderes, at vores resultater stort set kan bekræfte A&J`s resultater fra Roskilde amt med de tilføjelser der er gjort for Syren, Hassel, Ahorn, Glanspil og Båndpil.

HEGNENE ER SELVSPREDTE

Yderligere bekræfter vores undersøgelse det almindelige indtryk, som også A&J fik fra Roskilde amt, at den østdanske hegnsvegetation overvejende er selvgroet. Udplantede arter udgør i deres undersøgelse godt 1/4, og der er her overvejende tale om arter, der må formodes at være udplantet for en menneskealder eller mere siden.

Successionen i hegn belyses også i Christiansen(1941)`s arbejde vedrørende artssammensætningen i schleswig-holstenske hegn. Foruden voksested anfører han alder som den afgørende faktor, der er bestemmende for artssammensætningen. Han skelner her mellem sammensatte hegn ("Bunten Knicks"), der stammer fra før år 1800 og ensartede hegn, der er plantet senere. Blandt de sammensatte hegn kan han skelne to artskombinationstyper (ege-avnbøg hegn og ege-birke hegn).

Christiansens registreringsmetode er næsten identisk med den af os anvendte:"Bei Zahlung schreitet man etwa 200 m. ab und schreib bei jedem Schritt die vorhandenen Arten auf." (Christiansen (1941) p.53).

Desværre er hans undersøgelses omfang og resultater ikke præsenteret i detaljer. Men han anfører dog den gennemsnitlige artssammensætning for de sammensatte hegn. Den mest markante forskel i forhold til de af os registrerede hegn er knicksenes langt stærkere skovpræg. Således udgør Almindelig Eg, Avnbøg og Bøg 23% af scores (mod under 1% hos os). Hassel alene ikke mindre end 17% (4% hos os). Nogenlunde jævnbyrdig betydning har de forskellige pilearter taget under et (10%) og Slåen (5-6%). De to tjørnearter, roserne og Almindelig Hyld (især) spiller derimod en

betydelig mindre rolle end i vores hegn. Og typisk udplantede arter (Syren, Mirabel, Landevejs Poppel) har en langt mindre betydning end i vore (generelt yngre) hegn.

Christiansen anfører, at 100 år langt fra er tilstrækkeligt til at artssammensætningen kan have tilpasset sig voksestedet. - Et forhold vore resultater synes at kunne bekræfte.

7.1.6.3. Sammenligning med skovbrynsvegetation

Andersen m.fl.(1985) har undersøgt vedvegetationens sammensætning i 22 sydvendte løvskovsbryn på Midtsjælland. Registreringsmetoden har været en artsvis optælling af individantal i 5 x 5 meter felter beliggende i 25-meters bånd på tværs af brynet for hver 50`ene meter hen langs det undersøgte skovbryn. I en tabel (tabel 5.2. hos Andersen) angiver disse forfattere hyppigheden, hvormed hver enkelt af de ialt 72 registererde træ- og buskarter har optrådt i de 22 undersøgte bryn.

På trods af de registreringsmetodiske forskelle mellem vores undersøgelse, Agger&Jensen (1982) og Andersen m.fl.(1985) er det muligt at foretage en forsigtig sammenligning af vegetationen i de forskellige biotoptyper på basis af de anførte hyppigheder. Dette er vist i tabel 7.16.

Tabel 7.16.De enkelte arters forekomsthyppighed i h.h.v. 22 midtsjællandske løvskovbryn (Andersen m.fl.1985) , 100 hegn i Roskilde amt (Agger&Jensen 1982)og 127 hegn, 21 tørre areelle og 32 våde areelle biotoper i Østdanmark ordnet efter den betydningsfølge, hvormed de er fundet i skovbrynene. **** angiver at arten er fundet i mere end 50% af biotoperne i den type, der sammenlignes med brynet. *** angiver tilsvarende 25-50%. ** angiver 10-25% og * 5-10%.

SKOVBRYN	A&J-HEGN	HEGN	TØRRE A.	VÅDE A.
Bøg			**	
Stilk Eg	*			
Alm.Hyld	****	****	****	***
Slåen	***	**		
Alm.Tjørn	***	**	**	
Ahorn		*	**	*
Hunderose sp.	***	***	**	**
Hassel	*	**	**	*
Engr.Tjørn	****	***	***	***
Ask	**	*	***	**
Elm #	**	*	**	**
Fuglekirsebær	*	**		**
Alm.Røn	**			
Benved		*		
Alm.Gedeblad				
Birk sp.			*	**
Stikkelsbær	*			
Mirabel	***	**		*
Rød-el		*	**	*
Rødgran	*		**	
Hæg sp.		*	**	
Kvalkved				
Gråpil	***	**	*	****

sandsv. Storbladet Elm.

Af tabellen ses at især Almindelig Hyld og Engriflet Tjørn forekommer med stor hyppighed i alle de sammenlignede biotoptyper og at også Hunderose, Hassel, Ask, Elm, Rød-el og Gråpil forekommer i angivelserne for alle typer.

Ser vi derimod på forskellene mellem skovbrynet og de øvrige biotoptyper, er de væsentligste, at Bøg og Eg spiller en så ringe rolle i de sidstnævnte. Hertil skal dog bemærkes, at brynsundersøgelsen specifikt har rettet sig mod løvskovsbryn, hvilket i den konkrete undersøgelse hovedsageligt kom til at omfatte bøgeskovs- og egeskovsbryn. Derudover markerer skovbrynene sig ved at mangle typisk udplantede arter såsom Syren, Selje-røn og Landevejs Poppel foruden en række af de pilearter der hyppigt forekommer ude i agerlandet.

Brynene synes udfra artsmønstret ikke klart at lægge sig op ad en enkelt af de øvrige biotoptyper i sammenligningen. De ligner mest hegnene ved at Slåen, Almindelig Røn, Benved og Stikkelsbær forekommer hyppigt i begge typer. Men ligner på den anden side de areelle biotoper ved betydningen af Ahorn, Birk og Bøg.

7.1.7. Sammenfatning

Den stikprøvevise analyse af småbiotopernes indhold af træer og buske har vist, at der består betydelige forskelle mellem de forskellige biotoptyper. De foreliggende biotoptyper rummer dog også en række fællesarter, hvor Engriflet Tjørn, Almindelig Hyld og Hunderose sp. må nævnes som de væsentligste.

De enkelte biotopkombinationstyper udmærker sig endvidere ved en særlig betydningsfuld forekomst af arter, som følger:

Hegn:	Syren og Slåen
Våde areelle:	Båndpil og Gråpil
Tørre areelle:	Ahorn, Ask og Bøg
Beplantninger:	Rødgran og Fyr sp.

Alle biotopkombinationstyper synes at indeholde et væsentligt kontingent af selvspredte arter. Dette gælder især hegnene og de våde areelle, i mindre grad de tørre areelle og kun i ringe grad beplantningerne.

En sammenligning af resultaterne med Agger&-Jensen`s undersøgelse af hegnsvegetationen i Roskilde amt viser, dels hvorledes spredt forekommende arter undervurderes og i tætte bestande forekommende arter overvurderes i den foreliggende undersøgelse. Disse metodemæssige forskelle til trods, viser sammenligningen dog, at hegnsvegetationens artsmønster i Østdanmark som helhed kun på mindre punkter synes at afvige fra, hvad der allerede er beskrevet fra Roskilde amt. Syren og Hassel synes dog at spille en væsentlig større rolle på Fyn, og Glanspil og Båndpil en større rolle på Midtsjælland end i det øvrige østdanske område.

Endelig viser sammenligningen med løvskovsbryn, at disse m.h.t. artssammensætning har mange lighedstræk med vegetationen i agerlandets småbiotoper, uden at brynet dog i så

henseende lægger sig tæt op ad en enkelt af de andre biotoptyper. Almindelig Hyld og Engriflet Tjørn har ved at optræde i alle opstillinger vist sig som agerlandets almindeligste opportunister.

7.2. BIOTOPERNES TILGÆNGELIGHED FOR REKREATION

DET LUKKEDE LAND

Det har i de senere år fra flere sider været hævdet, at ændringerne i biotopmønstret indebar, at agerlandet med dets rekreative potentiale blev stadigt mere aflukket for de rekreative brugere (se bl.a. Bramsnæs 1984).

En indskrænkning i rekreationslivets adgang til agerlandet og de heri beliggende biotoper kan forårsages dels af den "juridiske praksis",d.v.s. både den lovmæssige hjemmel og ejerens tolerance/ivrighed efter at håndhæve denne, dels af biotopernes antal og indbyrdes forbindelse.

DEN"JURIDISKE PRAKSIS"

Hvad angår den førstnævnte mulige årsag, den "juridiske praksis", skal det anføres, at det ifølge privatvejsloven er tilladt offentligheden at færdes på private veje, såfremt de ikke er spærret ved skiltning eller lignende. Naturfredningslovens bestemmer, at offentligheden nu har adgang til alle uhegnede udyrkede arealer, såfremt de ikke er beliggende indenfor 150 meter fra beboelse, og der iøvrigt er lovlig adgang til dem. I forhold til tidligere betyder denne bestemmelse et omend lille skridt i retning af en mere udvidet adgangsret, som friluftsorganisationerne så ofte har argumenteret for.

Forholdene omkring den "juridiske praksis" kan iøvrigt belyses udfra Hovedstadsrådets undersøgelse, "Bynære landbrugsområder i hovedstadsregionen (Pape&Primdahl 1985).I denne undersøgelse, der omfattede 150 bynære landbrugsejendomme fordelt på 6 forskellige undersøgelsesområder op til byer af forskellig størrelse i hovedstadsregionen, gennemførtes 147 interviews med landbrugere om deres erfaringer med almenhedens benyttelse af deres ejendomme. Konkluderende anføres det (si.93):

FÆRDSEL

"at der færdes byfolk på omkring tre fjerdedele af ejendommene. Endvidere ses det, at næsten en trediedel af de interviewede ser folk flere gange ugentligt. Udover markveje og stier opleves der i de fleste tilfælde også folk langs hegn og vandløb, på markerne og lignende. Enkelte af de interviewede havde oplevet voksne gå i kornmarken om foråret i den tro, at der var tale om en græsmark. På spørgsmålet om der generelt er ulemper forbundet med færdslen, svarede 53% ja. 47%

af ejere, der oplevede byfolk, mente altså ikke, at det var noget problem."

Yderligere konstaterer Pape&Primdahl, at der ikke af deres materiale fremgår nogen sammenhæng mellem bystørrelse og andelen af ejendomme, der får besøg af byfolk. Derimod synes der en sammenhæng mellem den rekreative færdsel og områdernes landskabelige sammensathed.

Dette tolker vi som et udtryk for, at småbiotopmønstret og dets tæthed har betydning for friluftslivet, og at der kan være behov for at udvide og ihvertfald regulere adgangen til agerlandet.

LANDMÆNDENES SYN

Også K.E.Jensen(1982), der indgående beskæftiger sig med landmændenes syn på de rekreative muligheder på deres ejendomme, belyser den "juridiske praksis".

Direkte adspurgt anførte 59% ud af 153 landmænd, at de ikke havde noget imod "et begrænset antal menneskers uskadelige færdsel på ejendommen". 27% satte betingelser herfor, og 14% anførte, at de var imod. Konkret blev der håndhævet forbud mod færdsel på 11% af de ejendomme der havde markveje, på 13% af de der havde hegn, og på 13% af de der havde vandløb.

Specielt om markvejene anfører Jensen, at disse på de undersøgte ejendomme var reduceret med 28% siden 1950. Og at iøvrigt en betydelig del (57%) af markvejene er utilgængelige, fordi de udgår fra ejendommenes bygninger og ikke fra offentlig vej..

Svarende til Pape&Primdahl finder Jensen, at der kommer folk i rekreativt øjemed på 77% af ejendommene i det mest bynære af hans 4 undersøgelsesområder (mod 39% i de øvrige 3 områder).

Denne diskussion om adgangsforholdene vil blive berørt igen i kapitel 14. I herværende afsnit skal der kort redegøres for, hvad vore registreringer kan bidrage med i denne forbindelse.

7.2.1. Biotopernes indskrænkning og fjernelse.

Det er indlysende, at når antallet af biotoper falder, indskrænkes proportionalt hermed friluftslivets mulighed for at benytte dem. De indskrænkninger og bortfald af småbiotoper vi har kunnet konstatere, er der redegjort for i andre afsnit. Men det er klart, at når feks. 3/4 af mergelgravene idag er forsvundet, har det betydet en væsentlig indskrænkning i almenhedens muligheder for at opleve den natur, der er knyttet til denne biotoptype.

7.2.2. Ændringer i biotopernes karakter

Et andet forhold, der påvirker almenhedens mulighed for at benytte agerlandet og dets biotoper i rekreativ sammenhæng, er biotopens tilstand. Dette beskrives i det følgende afsnit (7.3). Det giver dog ikke megen anledning til at drage slutninger om ændringer i så henseende. Men det kan anføres, at den hyppige anvendelse af vandhuller som recipienter for fast og flydende affald er med til at forringe disses rekreative potentiale. Ligedan kan den stærke tilgroning, af især tidligere afgræssede og evnt. plejede vådområder være medvirkende til at overskygge, forandre og skjule vandfladerne til skade for biotopens rekreative værdi (Løjtnant 1980).

7.2.3. Biotopernes tilgængelighed

Endelig er der spørgsmålet om biotopernes rent fysiske tilgængelighed, der består i, at man fra vej direkte, eller inddirekte fra andre biotoper, kan nå frem til en given biotop. Dette er søgt belyst ved for hver biotop i felten at afgøre, hvilken af følgende tre beliggenhedstyper den tilhørte:

1. Umiddelbart tilgængelig fra offentlig eller privat vej.

2. Inddirekte tilgængelig fra vej via anden/andre biotoper.

3. Utilgængelig. D.v.s. omgivet af dyrkede marker på alle sider (evnt. have til den ene).

Resultaterne af denne opgørelse er summeret i tabel 7.17. Der er ikke her taget højde for, at en væsentlig del af markvejene, som anført af Jensen, udgår fra ejendommens bygninger og derfor kun i begrænset omfang er tilgængelige. Derfor giver oversigten i tabel 7.17. et stærkt overdrevet optimistisk billede af den reelle tilgængelighed.

Tabel 7.17. Oversigt over biotopkombinationstypernes fordeling på beliggenhedstyper. I:Umiddelbart tilgængelig, II:Indirekte tilgængelig, III: Utilgængelig.

TYPE	I	II	III	IALT
AREELLE	63	191	259	513
VEJE	277			277
VÅDE LINIEF.	29	90	43	162
TØRRE LINIEF.	259	487	92	838
IALT	628	768	394	1790
%AF TOTAL	35	43	22	
%AF TOTAL EXCL.VEJE	23	51	26	1513

Det ses at et sted mellem 1/4 og 1/3 af samtlige biotoper (alt efter om man regner vejene med) er umiddelbart tilgængelige. De øvrige fordeler sig i forholdet 2:1 på h.h.v. indirekte tilgængelige og utilgængelige.

De enkelte biotopkombinationstyper udviser klare forskelle. De areelle er den type, der har relativt flest utilgængeligt beliggende biotoper (godt halvdelen).

SKOVE

Jensen(1982)`s undersøgelser omfatter 72 skove. 12 af disse er over 5 ha. og er derfor iflg. naturfredningsloven åbne for almenheden. 34 af skovene er under 2 ha. og er derfor at opfatte som småbiotoper. De adspurgte landmænd vurderer, at kun 56% af disse er egnet til rekreativ færdsel. Det beskrives ikke nøjere hvorfor. Manglende tilgængelighed (foruden beskyttelse af jagtinteresser - se afsnit 7.3) er sandsynligvis en væsentlig del af forklaringen.

Tørre linieformede biotoper har relativt færrest utilgængeligt beliggende biotoper (1/10). De våde linieformede indtager en mellemposition i så henseende (1/4 er utilgængelige).

Alene p.gr.a. deres begrænsede fysiske udstrækning var det at forvente, at mange areelle måtte være isoleret beliggende (jo fle-

re des mindre), medens de linieformede biotoper, der strækker sig over hundreder af meter gennem landskabet nødvendigvis må komme i fysisk forbindelse med adskilligt flere biotoper incl. veje.

At de våde linieformede rummer relativt flere utilgængelige biotoper end de tørre linieformede skyldes formentlig, at de våde ofte ligger i vandlidende- og derfor ikke så tilgængelige dele af landbrugslandet, hvorfor de sjældnere rammer ind i/rammes af- veje. Dertil kommer, at de våde linieformede biotoper primært har en anden funktion (vandafledning) end de tørre biotoper, hvilket betinger et andet beliggenhedsmønster.

7.2.4. Biotopernes forbundethed

Udover at belyse adgangsforholdene kan fordelingen af beliggenhedstyper bruges i en bedømmelse af biotopmønstrets "ledningsevne" og "forbundethed".

FORBUNDETHED

Merriam (1984) anvender begrebet, "connectivity" (forbundethed) i beskrivelse af biotopmønstre (småskove og hegn i det østlige Canada), idet han eksemplarisk belyser den positive sammenhæng mellem landskabets grad af forbundethed og tætheden i udbredelsen af forskellige arter af mus i småbiotoperne.

Forbundetheden, forstået som udtryk for den rumlige placering af småbiotoper i forhold til hinanden i en mere homogen matrix (markerne), er alt efter karakteren af de indgående biotoper og den dyre- eller plantegruppe der iagttages, bestemmende for landskabets "ledningsevne". Dette diskuteres af flere forfattere (Agger&Brandt 1984a, Baudry 1984 og Forman&Gordon 1984).

LEDNINGSEVNE

I den udstrækning opgørelsen af de ovenanførte beliggenhedstyper siger noget om landskabets forbundethed, er dermed også sagt noget om landskabets potentielle ledningsevne og dermed igen - spredningsmulighederne for flora og fauna. I og med at opgørelsen dog kun omfatter meget store biotopkombinationstyper, og der i registreringen af beliggenhedstypen ikke skeles til om forbindelsen sker til bevokset- eller ubevokset, våd- eller tør biotop, er det kun ganske overordnede betragtninger, der kan gøres. I Tabel 7.18.

er der givet en oversigt over fordelingen af beliggenhedstyper indenfor hvert af de 13 undersøgelsesområder.

Tabel 7.18. Biotopernes procentuelle fordeling på beliggenhedstyper indenfor hvert af de 13 undersøgelsesområder. I:Umiddelbart tilgængelig, II:Indirekte tilgængelig, III:-Utilgængelig.

		I	II	III	ANTAL IALT
1	Tune	43	35	22	154
2	Tågerup	27	41	31	124
3	Birkerød	34	30	36	160
4	Ringsted	30	52	19	162
5	Bogense	41	50	10	113
6	Åmosen	30	53	17	101
7	Suså	42	26	32	69
8	Møn	38	43	19	121
9	Bøtø	24	52	23	168
10	Højreby	35	17	39	91
11	Ringe	39	48	13	201
12	Glamsbjerg	40	51	9	210
13	Bramsnæs	32	36	32	116

Ser vi på procenten af utilgængelige biotoper, og tager vi her lave procentsatser som udtryk for en høj grad af forbundethed i områdets biotopmønster, ses det, at de tre, der udmærker sig mest i så henseende, er alle de fynske områder (5, 11, og 12), medens de med høje procentsatser (d.v.s. ringe grad af forbundethed) er (nævnt med den ringeste først): Højreby, Birkerød, Suså, Bramsnæs og Tågerup.

Det er værd at bemærke, at denne opstilling således tillader at dele landet op i h.h.v. Fyn i den ene extrem, Lolland i den anden og resten ind i mellem.

De fynske områders placering har ikke alene baggrund i, at de har specielt mange veje, men også i deres store rigdom på andre linieformede biotoper. Heller ikke for det lollandske område kan vejene hjælpe til en forklaring. Tværtimod er Højreby det af de tretten områder, der rummer relativt flest veje blandt sine biotoper. Forklaringen ligger derimod i dette områdes store rigdom på små mergelgrave og i dets store fattigdom på linieformede biotoper andre end veje.

Undersøgelsen af biotopernes beliggenhedstyper viser således, at der m.h.t. biotopmøn-

strets grad af forbundethed hersker store forskelle mellem de forskellige dele af landet. Skal en sådan opgørelse kunne anvendes til at forudsige noget om dermed forbundne forskelle i områdernes potentielle spredningsmuligheder for dyr og planter, vil det kræve at gradueringen i beliggenhedstyper forfines således at der skelnes mellem forbundethed til h.h.v. våde og tørre, bevoksede og ubevoksede biotoper.(se iøvrigt mere herom i kapitel 13).

7.3. Biotopernes natur- og funktionsbestemthed

En vurdering af småbiotopernes eksistensbetingelser og dermed biotopmønstrets udviklingsbetingelser i agerlandet må nødvendigvis centreres omkring en analyse af samspillet mellem landbrugsproduktionen og dennes naturgrundlag.

En sådan analyse er der allerede taget hul på i kapitel 6.1, hvor biotopmønstret blev søgt korreleret med jordtype og relief. I et efterfølgende kapitel (kap.10) vil denne analyse blive udbygget med sammenligninger af biotopmønstret med også andre økologiske-, landbrugsmæssige- og urbaniseringsmæssige faktorer.

EMPIRI

Men hvor disse analyser beskæftiger sig med at sammenligne det registrerede med andre ("udefra") indhentede oplysninger, skal vi i herværende afsnit se på, hvad der umiddelbart udfra det empiriske materiale kan siges om biotopernes betydning idag. Denne analyse er baseret på to typer af information:

A Hvad der udfra biotopklassifikationen og beliggenheden kan siges om biotopens herkomst.

B Hvad oplysninger fra ejerne og iagttagelser i felten kan sige om biotopens nuværende funtion.

Afsnittet falder i disse to dele, som efterfølges af en afsluttende opsamling.

7.3.1. Biotopernes herkomst

Den i undersøgelsen foretagne klassifikation af biotoperne har primært været baseret på rent strukturelle forhold (linieform/areel, træbevokset/ubevokset, våd/tør). Sekundært har også nuværende og formodet tidligere benyttelsesformer været anvendt i klassificeringen (jagtlige forhold, råstofgravning m.m.).

USIKKERHED

Klassificeringen i biotoptyper hviler således ikke alene på eksakte opmålinger men også på skøn. Derfor er der en god portion usikkerhed forbundet med alene udfra biotoptype og beliggenhed at sige noget om biotopmønstrets herkomst og funktion. Følgende

opdeling i tre hovedgrupper skal vurderes med denne usikkerhed in mente.

Som primært landskabsbundne betegnes biotoper, der både i deres beliggenhed og type primært er bestemt af lokalitetens naturforhold.

Som sekundært landskabsbundne regnes biotoper, der i deres beliggenhed overvejende er bestemt af naturforholdene, men som i deres type i høj grad er bestemt af produktionsmæssige forhold.

Som arronderingsbetingede biotoper betegnes endeligt de biotoper, der hverken i deres lokalisering eller type primært udspringer af områdets natur men derimod af de produktionsmæssige forhold.

En lang række biotoptyper er uanset beliggenhed blevet regnet for primært landskabsbundne. Det drejer sig om vandløb, moser, ellesumpe og søer.

REGLER

En anden række af biotoptyper er uanset beliggenhed regnet for sekundært landskabsbundne. Det drejer sig om alle former for råstofgrave, vandingshuller og gravhøje.

Endelig er en gruppe biotoptyper uanset beliggenhed blevet regnet som arronderingsbetingede. Det drejer sig om veje, banedæmninger, alle andre tørre linieformede (excl.tørre grøfter), solitære træer og højspændingsmaster.

Kategoriseringen af biotoper indenfor de øvrige biotoptyper er derimod kommet an på, hvorledes de har været beliggende i forhold til ejendomsskel og andre biotoper.

7.3.1.1. Primært landskabsbundne biotoper

RESTER AF NATUROMRÅDER

I det intensivt opdyrkede agerland kan det forventes, at hvad der måtte være af primært landskabsbundne biotoper, udgør de få relativt sværest opdyrkelige rester af oprindeligt større naturarealer. Dette selvom naturindholdet idag kan være meget forskelligt fra det oprindelige. Af denne grund bør udtrykket, primært landskabsbundne biotoper, opfattes som, primært landskabsbundne biotoplokaliteter.

Potentielt sværest opdyrelige områder vil være (især større-) søer og moser og andre vandlidende områder, vandløb, stejle skrænter og pletter med stenet eller mager jord. I tabel 7.19. er givet en oversigt over de biotoper, der er regnet for primært landskabsbundne indenfor alle 13 undersøgelsesområder. De anførte tal i denne og de to efterfølgende tabeller kan afvige fra det i afsnit 6.1. angivne, fordi ikke alle biotoper har kunnet placeres (bl.a. på grund af manglende interview-dækning).

Tabel 7.19. Primært landskabsbundne biotoper

	Længde i km.	Antal	Areal i ha.	Areal m2/ha
Vandløb	14.018		11.68	31.71
Skrænter	.446		.16	.43
Moser		127	25.98	70.53
Ellesump		4	.96	2.61
Søer		33	7.97	21.64
L.f. ialt	14.464		11.84	32.14
Arelle ialt		164	34.91	94.78
Alt ialt			46.75	126.92

Samlet dækker de primært landskabsbundne biotoper knap 47 ha., hvilket svarer til 27% af de i denne undersøgelse opgjorte biotopers samlede areal.

Til denne gruppe kunne også være henregnet bevoksninger og beplantninger på mager, sur eller vandlidende bund lokalt eller langs vandløb. Men selvom disse biotopers dannelse ikke primært har været betinget af landbrugsdrift, behøver de ikke at være blottet for landbrugsmæssig funktion.

LANDBRUGS-MÆSSIG FUNKTION

Især tidligere har mange af dem haft betydning for kreaturgræsning og brændselsproduktion. Idag har de ofte betydning for afledning af vand, som recipienter for fast og flydende affald, for kvægvanding og jagt, ligesom de kan have betydning for afgrænsning af de enkelte marker og ejendomme (herom mere i afsnit 7.3.2.).

Noget lignende kunne - omend mindre overbevisende - være sagt om moserne og en del af småsøerne. Men her har det som anført under indtryk af den intensive opdyrkning i de 13 undersøgelsesområder været skønnet, at de idag resterende biotoper af disse typer er

så svært tilgængelige for produktion, at de kun undtagelsesvis har været genstand for landbrugsmæssig udnyttelse.

SAMLET

Samlet skønnes således de i tabel 7.19. anførte biotoper, at være denne undersøgelses bedste bud på, hvad der endnu resterer af oprindelige naturlokaliteter blandt småbiotoperne i det undersøgte agerland.

7.3.1.2. Sekundært landskabsbundne biotoper

Som sekundært landskabsbundne regnes biotoper, hvis eksistens oftest skyldes forekomst af råstoffer, men hvor den nøjagtige placering i høj grad er betinget af andre forhold som feks. matrikulering og tilkørselsforhold.

RÅSTOFFER

GRAVHØJE

Til denne gruppe regnes alle mergel-, ler- og grusgrave og vandingshuller. Gravhøje, der i undersøgelsen hovedsageligt er fundet på bakketoppe, er regnet til samme gruppe. Endelig er en del af de øvrige biotoptyper også henregnet hertil. Det er sket i de tilfælde, hvor matrikuleringen ikke har givet klare indicier på, at biotopens eksistens kan forklares med, at den har funktion som markør af ejendomsgrænser, men snarere må skyldes geomorfologiske forhold.

Tabel 7.20. Sekundært landskabsbundne biotoper

	Længde i km.	Antal	Areal i ha.	Areal m2/ha
Grøfter	18.165		5.68	15.42
Kanaler	.380		.12	.33
Mergelgr.		121	3.60	9.77
Grusgr.		10	1.83	4.97
Lergr.		1	.25	.68
K.søer		8	.62	1.68
Gravhøje		16	.36	.98
Remiser		18	4.25	11.54
Beplant.		23	6.58	17.86
Bevoksn.		36	15.89	43.14
Ruderat.		2	.82	2.23
Linief.ialt	18.545		5.80	15.75
Areelle ialt		235	35.20	95.56
Alt ialt			41.00	111.31

SAMLET

Samlet dækker de sekundært landskabsbundne biotoper 41 ha., hvilket svarer til 24% af de i denne del af undersøgelsen opgjorte biotopers samlede areal.

7.3.1.3. Arronderingsbetingede biotoper

"PÅFØRT" LANDSKABET

Hovedparten af disse biotopers eksistens og lokalisering er snævert knyttet til nuværende og tidligere produktionsmæssige forhold. De anses således stort set at være "påført" landskabet mere end at være "udsprunget" af det. Dette gælder især veje, banedæmninger, hegn, skel, diger og energioverføringsanlæg, samt ca. halvdelen af følgende typer: Remiser, beplantninger, bevoksninger og grøfter og hovedparten af ruderatområderne.

De sidstnævnte fem biotoptypers placering er dog forbundet med særlig stor usikkerhed og næsten alene bestemt udfra deres beliggenhed i forhold til ejendomsskel og andre biotoper. Således er de regnet som arronderingsbetingede, hvis de strækker sig hen langs ejendomsskel, ligger i markhjørner eller udfylder huller og lommer i- og mellem andre og da som oftest større biotoper.

Tabel 7.21. Arronderingsbetingede biotoper

	Længde i km.	Antal	Areal i ha.	Areal m2/ha
Veje	91.920		27.27	74.03
Baner	2.420		3.03	8.23
A.tør.lf.	147.567		35.87	97.38
Grøfter	13.628		5.48	14.88
Remiser		7	1.28	3.48
Beplant.		21	2.74	7.44
Bevoksn.		20	4.02	10.91
Solit.træ		30	.14	.38
Hsp.mast		7	.02	.05
Ruderat		15	5.27	14.31
A.tør areel		8	1.24	3.37
Li.f ialt	255.535		71.65	194.52
Are. ialt		108	14.71	39.94
Alt ialt			86.36	234.46

SAMLET

Samlet dækker de arronderingsbetingede biotoper 86 ha, hvilket svarer til 50% af de i denne del af undersøgelsen opgjorte biotopers areal.

Som det indirekte fremgår af de to foregående tabeller, er det især de gennemsnitligt mindre remiser, beplantninger og bevoksninger, der er regnet som arronderingsbetingede.

ANDRE UNDERSØGELSER

Også andre undersøgelser kan belyse spørgsmålet om biotopernes herkomst og funktion. Jørgensen(1979) og Skriver(1981) har registreret areelle vådområder i h.h.v. Vejle og Århus kommune. Jørgensen har registreret de 5% af biotoperne, der formodedes at være de bedste fuglelokaliteter i kommunen, medens Skriver har registreret samtlige.

Begge forfattere har skønnet biotopernes herkomst. Dette er i omarbejdet form gengivet i tabel 7.22., hvor til sammenligning også den procentuelle fordeling af vores areelle biotoper indenfor de primært- og sekundært landskabsbundne er angivet.

Tabel 7.22. Typer af våde areelle Jørgensen (79) og Skriver(81) og samtlige primært- og sekundært landskabsbundne areelle (Biotopgruppen) fordelt procentuelt.

	Jørgensen	Skriver	Biotopgruppen
Primært landskabsbundne:			41
Lavninger:	52	34	
Opstemninge:	9	4	
Sekundært landskabsbundne:			59
Mergelgrave:	14	26	
Grusgrave:	2	2	
Kunstige:	20	18	
Andet:	3	4	
Ialt %	100	100	100
Antal	136	835	399

Da hverken samplingen i de tre undersøgelser eller klassificeringen er helt den samme bør tabellen kun give anledning til grove overslag. Jørgensens sampling må formodes at føre til en overvurdering af betydningen af de primært landskabsbundne biotoper, idet disse i kraft af deres størrelse og beliggenhed må antages at være de relativt bedste fuglelokaliteter. Omvendt kan det formodes at Skrivers data undervurderer disses betydning i agerlandet. Idet hans undersøgelse også omfatter byområder, der kan formodes at være relativt fattige på naturlige- og rige på kunstige vådområder. Med disse forklaringer taget i betragtning kan der alt ialt

siges at være overensstemmelse mellem de tre undersøgelser.

7.3.1.4. Konklusion på 7.3.1.

Med de allerede nævnte forbehold m.h.t. usikkerheden i kategoriseringen viser de tre tabeller (Tab.7.19 - 7.20) en opstilling af småbiotopernes herkomst, hvor:

En fjerdedel (regnet efter arealdækning) regnes som primært landskabsbundne.

En anden fjerdedel er regnet som sekundært landskabsbundne.

Hele resten, der arealmæssigt udgør halvdelen af det samlede biotopareal (9/10 af den samlede længde af linieformede og 1/5 af de areelles antal) regnes som arronderingsbetingede småbiotoper.

Samlet kan det konkluderes, at i det frugtbare og letopdyrkelige agerland, som alle de 13 undersøgelsesområder er beliggende i, er de færreste biotopers eksistens betinget af, at de fra naturens side er vanskelige at opdyrke. Mange af de områder, der i så henseende har været svært tilgængelige, ligger formentlig idag inde i de større skove og omfattes dermed ikke af denne undersøgelse.

Naturen i agerlandet er således i høj grad betinget af landbrugsproduktionen og dennes udvikling. Enten er småbiotoperne skabt med direkte landbrugsmæssigt formål (i bred forstand) for øje, er opstået som nødvendigt biprodukt af et produktionsmæssigt miljøindgreb eller er så grundigt påvirket af tidligere eller nuværende landbrugsproduktion, at deres nuværende tilstand, såvel som deres videre skæbne så godt som helt kan betragtes som landbrugets værk.

I det følgende skal det beskrives, hvad den empiriske undersøgelse yderligere kan belyse om denne sag.

7.3.2. Analyse af biotopernes funktion

På baggrund af feltiagttagelser vedrørende de enkelte biotopers tilstand og de gennem interviewunderrsøgelsen erhvervede oplysninger vedrørende brugen af biotoperne er det muligt at give en beskrivelse af de enkelte biotoptypers tidligere og nuværende funktion.

De funktioner, der herigennem kan beskrives, er:

FUNKTIONER

Produktive funktioner:
- a) Råstofgravning (mergel, grus, ler, sand, sten, tørv).
- b) Vandindvinding (markvanding, kvægvanding, optynding af sprøjtemidler).
- c) Produktion af gran, brændsel og gavntræ.
- d) Funktion i forbindelse med bortledning af vand.
- e) Funktion som recipient for fast og flydende affald.
- f) Lævirkning.

Lokaliserings- og strukturmæssige funktioner:
- a) Funktion som markør af ejendomsskel.
- b) Funktion som lokalitet for placering af produktionsanlæg.
- c) Bærer af infrastrukturelle anlæg (veje el-master, brønde m.v.)

Reproduktive funktioner:
- a) Funktion i forbindelse med jagt.
- b) Funktion i forbindelse med anden rekreativ aktivitet i/ved småbioperne.
- c) Prydhaver omkring bebyggelse. Sådanne indgår kun i småbiotopbegrebet, hvis bebyggelsen atter er fjernet. Typen får da betegnelsen "ruderat".

7.3.2.1. Produktive funktioner

Til denne gruppe henregnes de funktioner, hvor biotopen direkte leverer et stofligt input eller modtager et stofligt output fra landbrugsproduktionen eller dermed forbundne aktiviteter.

Råstofgravning

Selvom råstofgrave udgør en fjerdedel af antallet af alle areelle småbiotoper, er det dog kun en yderst ringe del af dem, der er i funktion idag.

MERGEL

Mergelgravningen var allerede stort set ophørt ved århundredeskiftet. Og der graves

ikke længere i de få lergrave, der er registreret.

GRUS

En enkelt af de ialt 9 registrerede grusgrave synes endnu at være i funktion. Dette skal ses i lyset af, at grusgravning idag af driftsmæssige og reguleringsmæssige årsager oftest foregår på arealer, der er væsentligt større end de 2 ha., der er anvendt som øvre grænse i undersøgelsens småbiotopbegreb.

Vandindvinding

Kvægvanding hævdes at foregå i ialt 26 af de interviewdækkede biotoper. Disse 26 fordeler sig jævnt over alle de våde biotoper foruden typerne beplantning og bevoksning. For de våde biotoper svarer det til 7% af de interviewdækkede af disse typer.

OPTYNDING

Optynding af sprøjtemidler oplyses at foregå i 8 biotoper tilhørende typerne mergelgrave, moser og søer. Det svarer til 4% af de interviewdækkede biotoper af disse typer.

Der foreligger ikke oplysninger om andre former for vandindvinding.

Produktion af træprodukter

GRAN

Der oplyses at foregå produktion af gran i 6 biotoper tilhørende typerne remiser, beplantninger, bevoksninger og "anden tør biotop". Det svarer til 7% af de interviewdækkede af disse typer.

BRÆNDE

Endvidere foregår der produktion af brændsel i adskillige biotoper. Denne betydning, som formentlig har været meget neddæmpet i den seneste menneskealder, synes nu med de forøgede energipriser atter at øge betydningen af de trædækkede biotoper.

Funktionen er imidlertid svær at opgøre eksakt, idet vi her ligesom under jagten (se senere) må formode, at ejerne har været tilbageholdene med at give oplysninger. Således har vi adskillige steder kunnet konstatere hugst af store træer, hvor der sandsynligvis er produceret brændsel på trods af ejerens manglende omtale heraf.

Direkte har vi fået oplysning om brændselsproduktion i 12 hegn, 2 bevoksninger, 1 beplantning og 1 mose, hvilket svarer til 3% af de interviewdækkede af disse typer.

Bortledning af vand

En række biotoper har betydning for afledning af drænvand. Det drejer sig om følgende biotoptyper og procentuelle andele af de interviewdækkede af disse:

Tørre grøfter	14%
Våde grøfter	31%
Mindre vandløb	67%

Kun i enkelte tilfælde har det været konstateret, at våde areelle biotoper i det undersøgte område har modtaget drænvand.

Derudover vil alle de våde linieformede have betydning for afledning af vand. Dette er så selvindlysende, at det formentlig af denne grund ikke har været nævnt hovedparten af interviewene.

Recipientfunktioner

En del biotoper anføres at modtage fast affald. Det drejer sig om følgende:

Våde mergelgrave	13%
Tørre mergelgrave	3%
Moser	4%
Søer	3%

Udfra feltiagttagelser tegner der sig dog et noget andet billede. Resultaterne er vist i tabel 7.23.

Tabel 7.23. Konstateret affald i % af antallet undersøgte biotoper. "1" angiver at affaldet dækkede mindre end 1/20 af biotopen, "2" angiver at det dækkede 1/20 - 1/3, og "3" angiver at mere end 1/3 var dækket med affald. "-" angiver "ingen observationer".

	Våde linieformede			Tørre linieformede		
	1	2	3	1	2	3
Marksten	1	1	1	3	1	0
Jordaf.	-	-	-	-	-	-
Grenaf.	1	1	1	1	0	0
Andet af.	1	-	1	1	1	0
Hush.af.	-	-	-	0	0	-
Linieformede med affald		4%			5%	

	Våde areelle			Tørre areelle		
Marksten	32	18	2	11	5	3
Jordaf.	10	8	3	3	3	2
Grenaf.	16	15	5	7	4	0
Andet af.	15	15	4	6	3	3
Hush.af.	9	5	1	3	2	1
Areelle med affald		66%			26%	

Som det ses af ovenstående tabel, er der stor forskel på, i hvilken udstrækning de forskellige biotopkombinationstyper anvendes som recipienter for fast affald. De linieformede biotoper anvendes næsten ikke. De er også dårligt egnede hertil, og det ville være hindrende for de våde linieformedes funktion for vandafledningen.

Derimod anvendes 2/3 af de våde areelle og 1/4 af de tørre til formålet. Særligt almindeligt er det at kaste marksten i de areelle biotoper. Dette sker i mere end halvdelen af de våde areelle. Men også de øvrige affaldstyper, herunder bygningsaffald, der gemmer sig i kategorien "andet affald", og husholdningsaffald er betydelige.

MARKSTEN

Aflæsning af en smule marksten vil ikke væsentligt anfægte biotopens egnethed som levested for vilde dyr og planter. Men det er klart, at hvor det fortsætter år efter år, vil marksten langsomt kunne ødelægge biotopen.

De øvrige affaldstyper, der ofte har en forurenende virkning på vandmiljøet, kan umiddelbart være ødelæggende selv i små mængder.

PARAGRAF 43

Som det omtales andetsteds, er vandhuller over 0.05 ha. beskyttet af naturfredningslovens paragraf 43. De mindre er ikke. De er oven i købet i særlig grad truet af opfyldning. Dette fremgår af tabel 7.24., hvor de forskellige opfyldningsgrader er opgjort i forhold til biotopens størrelse.

Tabel 7.24. Den procentvise fordeling af våde areelle biotoper, der i forskellig grad er påvirket af fast affald, fordelt efter størrelse i hektar og påvirkningsgrad.

Størrelse:	0-0.1	0.1-0.5	0.5-1.0	Over 1
Under 1/20	19	35	53	71
1/20 - 1/3	22	18	12	-
Over 1/3	28	3	-	-
Ialt %	69	56	66	71
Antal ialt:	176	79	17	7

Tabellen viser, at stort set den samme andel af biotoperne (56-71%) i alle størrelseskategorier rummer affald i en eller anden udstrækning. Men samtidigt er der en klar tendens til, at affaldet dækker en relativt større del af biotopen, jo mindre den er. Sådan set kan der være tale om de samme affaldsmængder.

GÅRDENS AFFALDSHUL

Hvor en ejendom har rådet over flere våde areelle biotoper, har det i reglen kun været den ene, gårdens "affaldshul", der har været genstand for affaldsdeponering og da i reglen i kraftig grad, mens de øvrige kun har haft spor af- eller slet intet konstaterbart affald.

Denne registrering af især de våde areelles recipientfunktion underbygges af tidligere iagttagelser af Skriver(1973), Jørgensen-(1979) og Skriver(1981).

Disse forfattere har undersøgt våde areelle som levested for fugle h.h.v. padder. Primært anfører de således vurderinger af lokaliteternes egnethed som levested og kun sekundært vurderinger af affaldstype og mængde.

Skriver(1973) fandt at 44 udaf 93 damme (47%) i et agerlandsområde syd for Odder var uforstyrrede, medens 49 (53%) var påvirkede af

forurening, heraf var 22 stærkt forurenede. Skriver anfører, at dette dog giver et for optimistisk billede af tilstanden for landet som helhed. Dels er undersøgelsesområdet tyndere befolket end andre landsdele, dels formoder han, at en mere indgående undersøgelse (med udtagning af vandprøver) ville have kunnet afsløre en mere omfattende forurening.

Jørgensen(1979), der har undersøgt 150 af de formodet bedste fuglelokaliteter i Vejle kommune, finder, at 58% af levestederne er truet, 3% er forsvundet og blot 38% er uforstyrrede. Truslernes art er i omarbejdet form vist i tabel 7.25. og 7.26.

Skriver(1981) fandt i sin omfattende undersøgelse fra Århus kommune, at kun 23% af lokaliteterne var uden affald. Trusselbilledet er i omarbejdet form vist i tabel 7.25. og 7.26.

Tabel 7.25. Procentuel fordeling af typer af trusler mod vådområder hos Jørgensen(1979) og Skriver(1981). Omarbejdet.

	Jørgensen	Skriver
Udtørring	47	25
Opfyld	30	48
Tilgroning	20	19
Forurenet	3	8
Andet	-	2

Tabel 7.26. Fordeling af affaldstyper i våde arelle biotoper i % af antal registrerede biotoper.

	Jørgensen	Skriver	Biotopgr.
Marksten	9	55	52
Jordaffald	8	34	21
Grenaffald	8	38-42#	36
Hush.affald	12	23-26#	15
Andet affald	13	34-64#	34
Med affald	23	64	66
Uden affald	77	36	34

kan ikke angives nøjagtigt, da Skriver opererer med flere affaldstyper end os.

Tabel 7.25. viser en vis uoverensstemmelse mellem de to undersøgelser. Denne kan dog

ikke tillægges afgørende betydning p.gr.a. forskelle i sampling. Vigtigt er det, at begge undersøgelser viser, at opfyldning med affald kun udgør en mindre del (1/3-1/2) af det samlede trusselskompleks mod vådområderne. Udtørring og tilgroning, der i vor undersøgelse ikke er registreret på tilsvarende vis (men mere usikkert som historiske skift i biotoptype - se næste kapitel), må tilsammen vurderes som en endnu større trussel end affaldsdeponeringen.

Tabel 7.26. viser en stor overensstemmelse mellem Skrivers og vore registreringer, men afvigelser i forhold til Jørgensens resultater, hvilket sandsynligvis har den allerede omtalte forskel i sampling som forklaring.

Lævirkning

Lævirkning nævnes i interviewene som en funktion i forbindelse med mange af de træbærende biotoper. Da lette jorde ikke spiller nogen væsentlig rolle i Østdanmark, er det mere læ for kvæget end læ for jord og afgrøder, der er på tale.

Ser vi bort fra de biotoptyper, hvor lævirkning kun er omtalt for en enkelt biotop eller for under 1% af biotoperne, drejer det sig om følgende procentdele af de interviewdækkede biotoper:

Hegn	34%
Hegn på stendige	25%
Hegn på dige	55%
Tørre grøfter	17%
Moser	3%
Søer	15%
Beplantninger	28%
Bevoksninger	11%

Det er således en ganske væsentlig del af de træbærende linieformede biotoper, der tillægges denne funktion. Og det bemærkes, at også en del af de areelle tillægges betydning i denne sammenhæng.

7.3.2.2. Struktur- og lokaliseringsmæssige funktioner.

Til denne gruppe henregnes biotoper, der fungerer som ejendomsgrænser, huser produktionsanlæg eller bærer infrastrukturelle anlæg.

Ejendomsskel

Den hyppigste småbiotopfunktion er at fungere som ejendomsskel. Dette kan opgøres ved hjælp af de beliggenhedstyper i forhold til ejendomsgrænser, som blev beskrevet i kapitel 4 (se fig.4.3).

I tabel 7.27. er der givet en oversigt over, i hvilken udstrækning de interviewdækkede ejendomsskel i hvert af de 13 undersøgelsesområder bærer biotoper.

Tabel 7.27. Længden af biotopbærende og ikke-biotop- bærende ejendomsskel i hvert af de 13 undersøgelsesområder. Angivet i km.

Område	Ej.skel ialt (A)	Biotop-bærende(B)	(B) i % af (A)
Greve	17.176	16.716	97%
Tågerup	10.619	7.244	68%
Birkerød	13.093	10.893	83%
Ringsted	14.147	13.377	95%
Bogense	19.328	16.468	85%
Tornved	19.252	18.972	99%
Suså	10.375	7.820	75%
Møn	13.348	11.953	90%
Sydfalster	23.636	23.636	100%
Højreby	17.929	9.274	52%
Ringe	20.530	19.630	97%
Glamsbjerg	15.964	14.784	93%
Bramsnæs	12.843	11.728	91%
Ialt	208.240	182.495	88%

9/10 BIOTOP-BÆRENDE

Af tabellen fremgår det, at i gennemsnit 9/10 af alle ejendomsskel er biotopbærende. Der er dog en vis variation mellem områderne.

I det inddæmmede Bøtø-område på Sydfalster er alle ejendomsskel på de interviewdækkede ejendomme biotopbærende, og i Åmosen i Tornved-området er næsten alle biotopbærende.

Omvendt kan der spores en svag tendens i retning af at ejendomsskellene er hyppigere ikke-biotopbærende des federe jorden-, og des mere intensiv opdyrkningen derfor kan forventes at være (Højreby, Tågerup, Suså). Greve -området er dog her en undtagelse. Muligvis kan dette forklares ved den stærkt opsplittede brugsstruktur i dette område.

FEJLKILDE

En opgørelse over, hvor stor en del af de enkelte biotoptyper der er knyttet til ejendomsskel, kan ikke tilsvarende simpelt opstilles på grundlag af den anvendte registreringsmetode. Det skyldes, at opgørelsen over ejendomsskel-tilknytning er sket i et område, der defineres af de "interviewede" ejendomme og dermed er afgrænset af de meget hyppigt biotopbærende grænser for disse. Hvorimod afgrænsningen af feltundersøgelsesområdet som sådan, (d.v.s. "interviewet" + "ikke interviewet" areal), er sket udfra UTM-koordinaterne, der sjældent er biotopbærende. Det må formodes at være en afgrænsning, der statistisk set er tilfældig og derfor mere korrekt i forhold til biotopmønstrets tæthed end en opgørelse baseret udelukkende på materialet fra de "interviewede" områder.

Således er det at forvente, at en opgørelse baseret på "interviewede" ejendomme overvurderer den gennemsnitlige betydning af ejendomsskel for biotopmønstret. En vurdering af denne fejlkildes betydning kan ske ved at sammenligne den gennemsnitlige biotoptæthed indenfor det interviewdækkede areal med den gennemsnitlige tæthed for hele det feltundersøgte område. Dette er vist i tabel 7.28.

Tabel 7.28. Gennemsnitlige biotoptætheder i h.h.v. km. og antal per 100 ha. for biotoper i h.h.v. hele undersøgelsesområdet og i den "interviewede" del heraf.

	Hele undersøgelsen.A.	Interviwet del.B.	(B) i % af (A)
Linieformede	6.065	7.151	117.9
Areelle	10.60	10.24	96.6

ENS FOR AREELLE

Som det ses, er der for de linieformede den forventede tendens til, at biotoptætheden er højere i undersøgelsens interviewdækkede del end i hele det feltundersøgte område. For de areelle er tætheden derimod praktisk talt den samme.

BIAS FOR LINIEFORMEDE

For de linieformede er der tale om, at interviewundersøgelsen overvurderer biotoptætheden med 18%.

Ved at tage højde for denne overestimering kan det skønnes at 66% af de linieformede biotoper er beliggende i ejendomsskel. Men

også dette skøn er behæftet med en fejlkilde, der bevirker, at også de 66% er et overestimat.

Data i de to foregående tabeller er baseret på opmålinger af ejendomsskel, der bærer biotoper, d.v.s. enten linieformede eller areelle biotoper. Selvom de linieformedes bidrag er langt det dominerende, har dog også de areelle en vis betydning. Og i beregningen af det ovenanførte skøn på 66% er anvendt længden af biotopbærende ejendomsskel divideret med alle linieformede (og korrigeret som omtalt). D.v.s. at de areelles bidrag indgår i dividenden men ikke i divisor. At denne fejlkilde dog må anses for begrænset, vil fremgå af det følgende, hvor vi ser nøjere på de enkelte biotoptypers tilknytning til ejendomsskel.

TYPE FOR TYPE

I tabel 7.29. og 7.30. er de interviewdækkede biotopers tilknytning til ejendomsskel opgjort type for type.

Tabel 7.29.De enkelte linieformede biotoptypers tilknytning til ejendomsskel angivet i % af deres samlede længde.

Type	km.	% knyttet til ejendomsskel
Markveje	27.0	45
Løs vej	15.9	61
Fast vej	33.2	62
Alleer	2.4	34
Skel	65.9	91
Hegn	56.8	81
Ubev.stendige	.4	80
Bev.stendige	1.1	51
Ubev.dige	4.7	79
Bev.dige	8.1	83
Skrænt	1.3	21
Banedæmning	1.6	44
Tør grøft	13.8	46
Våd grøft	17.7	77
Kanal	4.8	71
Mindre vandl.	5.3	82
Større vandl.	3.5	100
Linief. ialt	263.4	73(&)

(&) overestimat, bør højest være 66%, se tekst.

Tabel 7.30. De enkelte areelle biotoptypers tilknytning til ejendomsskel angivet i % af det samlede antal.

	Antal	% tilknyttet ejendomsskel
Våd mergelgrav	75	24
Kunstige søer	8	47
Moser	97	48
Naturlige søer	27	4
Tør mergelgrav	15	24
Tør grusgrav	7	0
Gravhøj	13	0
Remise	20	50
Beplantning	25	34
Bevoksning	45	58
Solitære træer	18	47
Ruderatomr.	11	26
Hjsp.master	5	20
Anden tør areel	6	33
Resten	4	25
Areelle ialt	372	35

Tabellerne 7.29. og 7.30. tillader følgende genereliseringer:

SIKRE UDSAGN

Linieformede biotoper er hyppigere knyttet til ejendomsskel, end de areelle er. Det drejer sig h.h.v. om op imod 2/3 af de linieformede og 1/3 af de areelle.

Større vandløb, skel hegn og diger udviser særlig stor tilknytning til ejendomsskel.

De areelle typer, der relativt stærkest er knyttet til ejendomsskel, er moser, bevoksninger, kunstige søer og remiser.

MINDRE SIKRE

Mindre sikkert viser tabellerne endvidere at:

Markveje og alleer i mindre grad end de øvrige veje er knyttet til ejendomsskel.

Tørre grøfter er i mindre grad end våde grøfter knyttet til ejendomsskel.

Skrænter opfører sig m.h.t. ejendomsskel--tilknytning som areelle.

Søer, tørre grusgrave, gravhøje og højspændingsmaster viser særlig ringe tilknytning til ejendomsskel.

FORKLARING

Den sandsynlige forklaring på disse forhold kan i vid udstrækning hentes fra den i forrige afsnit gennemførte diskussion af de forskellige biotoptypers landskabsbundethed og arronderingsbetingethed. Således afspejler tilknytningen til ejendomsskel vekselspillet mellem landskabets naturbetingede potentialer og landbrugsproduktionens tilpasning til- og omformning af landskabet.

De linieformede er stærkt knyttet til ejendomsskel, enten fordi de direkte er etableret med det ene formål netop at markere skellet, eller fordi de er så store (vandløb og større grøfter), at arronderingen har måttet tilpasse sig dem.

De arelle er derimod i mindre grad knyttet til ejendomsskel. Det skyldes enten, at de har været snævert knyttet til den enkelte ejendoms produktion (de sekundært landskabsbundne biotoper), eller at de er så små (gravhøje) eller små og samtidigt knyttet til mere overordnede regionale forhold (højspændingsmaster), at de ikke med nogen synderlig gevinst har kunnet gøres til genstand for nogen aronderingsmæssig tilpasning. En sådan tilpasning af ejendomsstrukturen er derimod mere oplagt i forbindelse med større vejanlæg (med en vis forsinkelse) og større areelle biotoper (moser, søer og bevoksninger).

Endelig er der en gruppe areelle biotoper, der ligesom hegn og diger direkte etableres med markering af ejendomsskel som et af evnt. flere formål (små remiser, solitære træer, kunstige søer).

SAMLET OM EJND.SKEL

Samlet må det konkluderes, at funktionen i forbindelse med afgrænsning af ejendomme har overordentlig stor betydning for biotopmønstret. 9/10 af alle ejendomsskel er biotopbærende. 2/3 af alle linieformede ligger i ejendomsskel og 1/3 af alle areelle.

Som følge heraf må det forventes, at biotopmønstret er overordentligt følsomt overfor ændringer i ejendomsforholdene. En yderligere indikation på dette har vi forsøgt at finde i en sammenligning af biotoptætheden på h.h.v. forpagtet og ikke forpagtet jord.

FORPAGTET JORD

I den interviewdækkede del af undersøgelsesområdet udgjorde forpagtet jord 14.1% af arealet. Denne jord indeholdt 32 areelle biotoper inde på det forpagtede areal (beliggenhedstype 4). Dette svarer til 13.2% af

alle de 243 areelle biotoper, der enten var omgivet af forpagtet- eller selvejet jord (beliggenhedstype 1 og 4). Der kan således højest spores en ganske svag tendens til mindre tæthed af areelle biotoper på de forpagtede jorde end på de undersøgte jorde som helhed.

En opgørelse af biotopdækningen af grænsen mellem tilforpagtet og selvejet jord (beliggenhedstype 3) viser, at denne er meget høj (93%) i forhold til biotopdækningen i de to andre principielle beliggenhedstyper h.h.v. mellem forpagtet jord og anden ejendom (beliggenhedstype 5 og 6), hvor 87% var biotopbærende, og egen ejendom og anden ejendom (beliggenhedstype 2 og 7), hvor 81% af grænserne var biotopbærende. Denne del af undersøgelsen kan således tyde på, at forpagtningsforhold har en svag konserverende effekt på biotopindholdet.

Dette er det modsatte af, hvad vi havde forventet. Idet vi formodede, at grænser indenfor samme driftenhed oftere ville blive fjernet således som det kan konstateres i den historiske analyse, hvor biotoperne i grænserne indenfor samme ejendom er gået markant mere tilbage, end de der ligger i ejendomsskellet.

Det kan ikke afvises, at denne modstrid har sin forklaring i det trods alt begrænsede antal forpagtninger, der er med i denne undersøgelse.

Også Jensen(1982) har beskæftiget sig med beliggenhedstyper omend hans klassificering er en noget anden.

For hegnene finder han, at 42% er "interne hegn" beliggende inde på selve ejendommen. Medens 48% er "hegn mod nabo" og 10% er "hegn mod vej". Dette afviger stærkt fra de 19%, som vi fandt for de bevoksede linieformede biotoper under et. Forklaringen må formodes primært at ligge i reelle regionale forskelle i hegnenes lokaliseringsmønster. Men en del af forskellen skyldes også forskelle i registreringsmetode. Hvor vi har registreret i felten, har Jensen alene opmålt signaturer på kortblade.

Tilsvarende finder han at 38% af vandløbene er "interne vandløb". Her finder vi 34% (for typerne grøfter og mindre vandløb). Det kan ikke afvises at den pæne overensstemmelse er

tilfældig. Det er nemlig uklart, hvorledes Jensen definerer de "større offentlige vandløb", som han har udelukket fra sin undersøgelse.

Lokalisering af produktionsanlæg

HØNS,BIER OG GÆS

Bortset fra en biotop, der rummede et hønsehus, en anden hvor der stod bistader, og en tredie hvori der foregik gåseopdræt, er der ikke registreret tilfælde af, at småbiotoperne har båret anlæg, som direkte leverer stofligt input til produktionen.

Infrastrukturelle funktioner

Veje

Betydningen af vejanlæg er under interviewene blevet opfattet så indlysende, at de sjældent har givet anledning til speciel omtale.

MARKVEJE

Som det fremgik af tabel 7.29. er tilknytning til ejendomsskel mindre for markveje og alleer end for de øvrige vejtyper. Typisk står alleerne langs indkørslen til gården og er som sådan i reglen omgivet af ejendommens egen jord. Dette gælder også for lidt over halvdelen af markvejene. Som det vil fremgå af næste kapitel, er markvejene i modsætning til de øvrige vejtyper gået meget tilbage. I modsætning til tidligere, hvor produktionen på den enkelte ejendom var mere alsidig og transportmidlerne mindre terrængående, er behovet for markveje i det moderne landbrug med mere specialiseret produktion og kraftigere maskiner aftaget stærkt.

Det er således indtrykket fra feltundersøgelsen, at al ejendommens jord idag i princippet dyrkes, d.v.s. også pløjes, så flerårig vegetation ikke får mulighed for at etablere sig - og en småbiotop i vor definition ikke få mulighed for at opstå. M.a.o. synes behovet for interne transportfunktioner ikke længere at resultere i biotopdannelse. De anlæg, der endnu består, gør det i vid udstrækning, fordi de stadigt opfylder andre funktioner feks. ejendomsafgrænsning.

FASTE VEJE

Som det fremgik af tabel 7.29. har små 40% af de øvrige vejanlæg ingen tilknytning til ejendomsgrænser. Dette kan for de faste veje undre. Men sålænge forholdet ikke er undersøgt nøjere, må det tages som udtryk for, dels at omfordeling af jord ikke altid sker

i forbindelse med vejbyggeri, dels at nyere ejendomssammenlægninger ofte bevirker, at den sammenlagte ejendom gennemskæres af vejanlæg.

El-master m.m.

EL-MASTER

I feltundersøgelsen er det for hver enkelt biotop registreret om denne har huset infrastrukturelle anlæg af typerne el-master og samlebrønde. En oversigt over resultaterne er givet i tabel 7.31.

Tabel 7.31. Hyppigheden hvormed biotoperne bærer en eller flere el-master i % af det samlede antal af de respektive biotoptyper.

Markveje	4	St.dige	13	Mergr.	4
Løs vej	27	Dige	8	Søer	5
Fast vej	35	Banedæ.	13	Mose	2
Alleer	6	Grøft	3	Remise	4
Skel	6	m.vandl .	27	Bevoksn.	3
Hegn	6	s.vandl .	20	Ruderat	6

Der er fundet el-master i ialt 123 biotoper avarende til 7% af alle undersøgte. Som det fremgår, har de dog været meget ulige fordelt mellem biotoptyperne. Ikke uventet er hyppigheden størst ved de faste veje og lav især ved de mindste areelle. Hyppigheden er også lav i moserne dels p.gr.a. entreprenørmæssige vanskeligheder ved at rejse dem her, dels fordi sådanne områder af historiske grunde ligger afsondret fra bebyggelse og infrastrukturanlæg.

Mest interesse knytter sig til de linieformede (excl.veje) idet disse biotoper er truet med nedlæggelse i en hel anden grad end vejene. Her kan en eller flere el-master formodes at yde en vis beskyttelse. I halvdelen af tilfældene er der dog kun tale om en enkelt mast. Derfor må det alt ialt skønnes, at denne form for anlæg spiller en ringe rolle i så henseende.

Modsat viser den store hyppighed af el-master langs mindre og større vandløb, hvorledes disse anlæg med forkærlighed sættes på lokaliteter, man alligevel ikke kan regne med senere at kunne nedlægge.

SAMLE-
BRØNDE

Samlebrønde er blot blevet registreret i 4 biotoper. Men en del rørlagte grøfter og mindre vandløb skjuler sig idag under tørre linieformede biotoper. Dette er dog ikke

opgjort systematisk, så betydningen kan ikke præciseres her.

7.3.2.3. Reproduktive funktioner

Ligesom de tidligere omtalte funktioner har også de rekreative funktioner kunnet belyses udfra feltiagttagelser og interviews. Mest er der her tale om funktioner, der har betydning for ejerens og dennes families rekreation. Men da jagten ofte udlejes, og da ejendommens herlighedsværdier har betydning for ejendomsprisen, er der tale om funktioner, der ikke er uden betydning for ejendommens økonomi. En økonomisk analyse af dette forhold er uhyre relevant for en samlet bedømmelse af biotopmønstrets betydning. Det ligger dog udenfor, hvad vi har beskæftiget os med.

EJENDOMS-
PRIS

Jagt
Udfra det her undersøgte fremstår jagtlige funktioner som langt de vigtigste for småbiotoperne. Biotopen kan fungere som foderplads, yngle- og opvækstområde for vildt og som skjul for vildtet såvel som jægeren.

Udfra en forhåndsantagelse om jagtens store betydning har der været lagt særlig vægt på indsamling af oplysninger herom. I feltskemaet er der således en særlig rubrik for "vildtpleje:Fodring eller andet", og i interviewskemaet stilles følgende spørgsmål:

SPØRGSMÅL
OM JAGT

- Drives der jagt på gården?
- Er jagten lejet ud ?
- Jagtleje for hvor stort et areal?
- Jagtlejens art og størrelse i naturalier, tjenstydelser eller kroner i 1960, 1970 og 1980?

Endvidere indgår hensynet til jagten som en af de begrundelser ejeren kan give for ønsket om at bevare biotopen.

Det er klart, at jagtens økonomiske betydning medfører, at de indhentede oplysninger må behandles med forsigtighed.

Vi formoder, at ejere i den interviewsituation, som vi har bragt dem i, har været tilbageholdende med at give oplysninger om økonomiske forhold. 1/5 af de adspurgte har ikke ønsket at give oplysninger om jagt overhovedet, og yderligere 1/3 har afvist at

udtale sig om jagtøkonomi. Endelig formoder vi, at en stor del af de øvrige har underestimeret jagtens betydning på deres ejendom. Derfor er det stærkt begrænset, hvad der kan drages af konklusioner på denne del af undersøgelsen. Følgende kan dog med forsigtighed drages ud af nedenstående tabel:

Tabel 7.32. Andelen af ejendomme med forskellige former for udnyttelse til jagt udtrykt som % af alle de 181 interviewede ejendomme fordelt efter ejendomsstørrelse.

	under 10 ha	10-20 ha	20-50 ha	50-100 ha	over 100 ha
Ingen jagt	34	17	16	14	-
Jagt uden leje	46	35	39	50	50
Service som leje	2	9	21	9	-
Jagt udlejes	7	9	8	9	20
Ønskes ikke oplyst	10	30	16	18	30
Antal ejendomme	41	46	62	22	10

Under antagelse af at jagt/ikke-jagt fordeler sig på samme måde på de ejendomme, der ikke har givet oplysninger, som på dem der har, kan det skønnes, at der foregår jagt på 76% af ejendommene (86% af arealet). Antages derimod, at der foregår jagt på alle de ejendomme, der ikke har ønsket at give oplysninger (der hvor ejeren kan have ønsket at holde informationer tilbage), skønnes det, at der foregår jagt på 81% af ejendommene (90% af arealet).

Der drives således efter vort skøn jagt på 76-81% af ejendommene. Til sammenligning kan nævnes, at K.E.Jensen(1982) fandt, at der blev drevet jagt på 80% af ejendommene i de af ham undersøgte jyske områder. Han angiver endvidere, at der er ligeså mange ejendomme, hvor ejeren selv driver jagten, som ejendomme hvor den lejes ud. Antager vi, at de ejendomme, der ikke ønskede at oplyse om jagten i vor undersøgelse, alle udlejer jagten, når vi et tilsvarende resultat (75 som selv driver jagt, mod 72 som lejer ud).

Mange ejere har udtalt, at der ikke foregår jagt, "fordi vildtet skal have et fristed",

"fordi man ikke vil have dyrene skudt" eller "fordi de skal have fred". Men det kan ikke afvises, at nogle ejere kan have oplyst, at der ikke foregår jagt på ejendomme, uagtet at dette ikke er sandt.

JAGTAREAL STØRRELSE

Samlet skønner vi således, at der foregår jagt på mindst 86% sandsynligvis 90-95% af det interviewdækkede areal.

Det er især på de mindste brug, at der ikke drives jagt. Dette forekommer sandsynligt på baggrund af de små ejendommes begrænsede bæreevne for vildt og det dermed forbundne manglende incitament til enten selv at anskaffe sig en bøsse eller at søge efter eventuelle lejere, samt af at relativt mange små ejendomme er ejet af fritidslandmænd.

UDLEJNING

På 64% af de arealer, hvor det er oplyst, at der drives jagt, angives det, at det er ejeren selv eller eventuelt familie og venner, der driver jagten. Dette er formentligt et overestimat, især hvis vi skønner, at en stor del af de 70, der ikke ønskede at udtale sig om jagtøkonomi, netop har vægret sig, fordi der har været økonomi inde i billedet. Derfor kan det konkluderes, at jagten udlejes på mindst 1/3 af det areal, hvor der jages.

Går vi til spørgsmålet om jagtlejens størrelse, er tolkningsproblemerne endnu større. I 20 tilfælde er det oplyst, at lejen erlægges i form af naturalier eller tjenstydelser. Typisk synes der at være tale om et stykke vildt i ny og næ, hjælp i forbindelse med markarbejdet eller lån af redskaber.

I 16 tilfælde er det oplyst, at jagten lejes ud for penge og hvormange. Den opgivne leje varierer fra 13 til 267 kr pr.ha. Det har ikke været muligt at finde nogen bare tilnærmelsesvis korrelation mellem denne leje og biotoptætheden på jagtarealet. Dette skyldes muligvis det begrænsede datagrundlag. Men iøvrigt er flere andre faktorer afgørende for jagtlejers størrelse feks. biotopernes jagtlige kvalitet og ejendommens nærhed til skov og andre større naturområder.

Endelig er der spørgsmålet om de økonomiske oplysningers troværdighed. Fra samtaler med flere ejere, der ikke lejer jagten ud, har vi fået det indtryk, at det ikke er ualmindeligt med lejer på 250-300 kr pr.ha. Da kun een af de oplyste lejer når op på dette be-

løb, stilles hele denne del af undersøgelsen i et så tvivlsomt lys, at den ikke skal ofres videre omtale.

JAGT-ANLÆG

Ved feltundersøgelsen er jagtinstallationer blevet registreret i 63 biotoper (9 linieformede og 54 areelle). Primært drejer det sig om foderanordninger til fasaner (i 5 linieformede og 42 areelle). Derudover er der registreret andehuse og andeopdræt i 10 våde areelle. Kun i yderligere to tilfælde er vi stødt på den traditionelle ringformede "andesø" med en ø i midten, der ellers skulle være etableret i mange egne af landet i disse år.

Endvidere er der fundet en jagthytte og to skydeskjul, to kunstige rævegrave, en mårfælde og en flugtskydningsbane. Endelig er der i 3 biotoper nær skovbryn observeret "hochsitz", skydeplatforme beregnet for jagt på rådyr.

Samlet bekræfter feltundersøgelsens registreringer således indtrykket af de areelle biotopers betydning for jagtudøvelse som en af de væsentligste rekreative funktioner.

Andre reproduktive funktioner

ÆSTETIK

Udover den jagtlige betydning tillægges småbiotoperne ofte en betydning i landskabsmæssig henseende.-"De er kønne at se på". Selv om dette sjældent giver sig noget synligt udslag i biotopen, og i alle tilfælde er svært at registrere, kan spørgsmålet alligevel belyses gennem interviewundersøgelsen.

I det afsnit af interviewet, hvor ejeren spørges om eventuelle planer med småbiotoperne, kommer "æstetik" ind som den næstvigtigste (efter jagten) begrundelse for at bevare de areelle biotoper og den tredievigtigste (efter skelafgrænsning og vandafledning) begrundelse for at bevare de linieformede. Vel vidende at landskabsæstetiske normer varierer meget fra den ene gruppe i samfundet til den anden, skal det understreges, at det vi her taler om, er den interviewede landmands subjektive skøn.

7.3.2.4. Pleje af biotoperne

Eventuel pleje af småbiotoperne er dels søgt registreret i felten dels belyst i interviewet. Det er registreret, om biotopen bar spor af afbrænding, svidning med plantebeskyttelsesmidler, høslet eller fældning og beskæring af træer og buske. I interviewet er der spurgt, om biotopen sprøjtes, slåes eller beskæres. Pleje omfatter således ikke i denne forbindelse de for vandløbsvedligehoildelse nødvendige indgreb.

Vegetationspleje
Undersøgelsen viste, at det kun er 0.5% af de interviewdækkede biotoper, der angives at blive plejet under en eller anden form. Det drejer sig om et par overløbsbassinner, et par remiser der slåes, og ca. 10% af hegnene der beskæres.

Dette resultat kan umiddelbart undre, alene af den grund at hegn med 5-10 års mellemrum må trimmes for udhængende grene, og vel med 50-100 års mellemrum må sættes på rod for at holde hegnet i live eller undgå for store markgener.

TIDS-
HORISONT

Tolkningen må inddrage det tidsperspektiv, som den interviewede har haft i tankerne. Har dette alene omfattet plejeindgreb indenfor en 5-årig horisont, kan resultatet anses for mindre usandsynligt. Med i betragtning skal også den omstændighed, at biotopernes idag væsentligste funktioner (som ejendomsskel, for jagten og for landskabsbilledet) kun i ringe grad generes af en naturlig vegetationsudvikling i biotopen. Men dette ændrer sådan set ikke ved det generelle indtryk af, at biotoperne i det moderne landbrug fører en relativt upåagtet tilværelse.

Afbrænding
I 49 biotoper (2% af de linieformede og 6% af de areelle) er der fundet spor efter afbrænding.

BRAND

Brand i biotoperne kan være forårsaget forsætligt eller uforsætligt. I det første tilfælde kan branden betragtes som et plejeindgreb. Det kan enten have til formål, at nedbringe volumenet af tilstedeværende affald eller at bekæmpe uønsket vegetation. Vi har konstateret eksempler på begge dele. Afbrænding af affald har således fundet sted i de fleste af de 15 mergelgrave, der har båret

spor efter brand. Tre af dem brændte på registreringstidspunktet! Afbrænding af uønsket vegetation er konstateret både i linieformede og areelle biotoper, feks. bål anlagt ved stød af træer (tjørn, gråpil, hyld, brombær), formentlig for at hindre dem i at skyde fra stubben.

UHELD

Hovedparten af de mere begrænsede spor efter brand, der er fundet i de linieformede biotoper og i en del af de areelle, peger på, at der her er tale om uheld i forbindelse med afbrænding af halm på markerne eller i enkelte tilfælde selvantændelse i aflæsset affald (overskudshalm). Ialt er der fundet spor efter brand i 19 hegn (incl. bevoksede diger), 6 skel og 3 andre linieformede biotoper.

Vurderingen af afbrændingens betydning for biotopernes egnethed som levested for vild flora og fauna må igen inddrage tidsperspektivet. Hvor længe er sporene efter en brand tydelige nok til at kunne opfanges med den anvendte registreringsprocedure? Og hvor længe er vegetationen om at regenerere efter branden?

Det er vort indtryk, at sporene efter en efterårsafbrænding af urtevegetationen ikke længere er umiddelbart synlige i juni-juli det efterfølgende år. Afbrænding af træ- og buskvegetation og af affald, skønner vi, kan holde sig et år længere. Af denne grund er registreringeeffektiviteten sæsonafhængig, hvilket yderligere komplicerer tolkningen. Men sætter vi skønsmæssigt middellevetiden for brandspor til et år og vegetationens regenereringstid til 10 år, betyder dette, at af størrelsesordenen 1/5 af de linieformede og 2/3 af de areelles vegetation er præget af afbrænding.

PYROFYTTER

På samme måde som man i de egne af verden, hvor brande jævnligt optræder, taler om et element af brandtolerante planter (pyrofytter), må vi også for vegetationen i agerlandets småbiotoper formode, at der findes et element af særligt afbrændingstolerante arter.

Svidning

Tilsvarende betragtninger kunne have været gjort over svidningen med herbicider. Da dette imidlertid kun er registreret i 15 tilfælde, er tolkningsmulighederne yderst begrænsede. Tolkningen vanskeliggøres endvi-

dere af, at registreringen af denne form for skader er endnu mere sæsonafhængig end sporene efter afbrænding.

10 af de 15 tilfælde er fundet indenfor samme område (Ringeområdet, juni 81). Svidningen er fundet i 8 hegn (incl. hegn på diger), hvilket svarer til 12% af områdets biotoper af denne type. 3 af disse bærer kun "spor" af svidning. 3 er påvirket i mellem 1/20 og 1/3 af deres længde, og 2 er påvirket i mere end 1/3. Sætter vi, at de i gennemsnit er påvirket i 10% af deres længde, var det udfra en gennemsnitsbetragtning 1.2% af vegetationen i hegnene i Ringeområdet, der var svidet på registreringstidspunktet.

Spørgsmålet om den mere generelle betydning af sprøjtningen for småbiotopernes florasammensætning lader sig ikke på dette sparsomme grundlag præcisere yderligere.

7.3.3. Ejernes planer med småbiotoperne

I interviewets afsluttende del er der spurgt om, hvilke planer ejeren måtte have med småbiotoperne på sin jord. Der blev stillet følgende spørgsmål:

Ønskes biotopen fjernet?
Ønskes biotopen bevaret
- Af jagthensyn?
- Af produktionshensyn?
- Af æstetiske hensyn?
- Fordi den fungerer som ejendomsskel?
- Fordi den er svær at fjerne?
- Af andre grunde?

Resultaterne fra denne del af interviewet er opsummeret i tabel 7.33.

Tabel 7.33. Den procentvise andel af de interviewdækkede bioto- per der ønskes h.h.v. fjernet eller bevaret og begrundelser herfor.

	skal fjernes	skal bevares	jagt	produktion	æstetik	ejnd. skel	svær	andet
Veje	0	16	-	6	0	13	0	6
Tørre linief.	2	35	4	12	5	23	0	0
Våde # linief.	3	42	2	27	4	26	2	2
Våde areel.	11	28	26	8	16	2	8	3
Tørre Areel.	2	35	18	9	9	4	2	2
Linief.	2	32	3	10	4	21	0	2
Areel.	7	42	23	9	13	3	5	3

includerer her også typen "tørre grøfter".

For 37% af de interviewdækkede biotoper foreligger der oplysninger om ejerens planer med biotopen. For de resterende 63% foreligger der ikke oplysninger om dette forhold, hvilket atter afslører noget om den upåagtethed, der i reglen er småbiotoperne til del.

I besvarelserne er der for langt de fleste biotopers vedkommende udtalt ønsker om bevaring og kun undtagelsesvis om biotopers fjernelse (34% mod 3%). Her kan det dog ikke afvises, at indtrykket af intervieweren som en person interesseret i biotopbevarelse snarere end biotopnedlæggelse, har påvirket, hvilke svar der er givet.

Tendensen til at den adspurgte fortrinsvis giver spørgeren det svar, man formoder der ønskes, er en triviel erfaring fra også andre interviewarbejder.

TIDS HORISONT

Afgørende for bedømmelse af udviklingstendensen er igen spørgsmålet om, i hvilket tidsperspektiv svaret er givet. Går vi ud fra, at ejeren, når han udtrykker ønsket om at fjerne en biotop, tænker, at det kan ske indenfor de næste 5 (i gennemsnit 3-) år, vil det betyde, at omkring 1% af biotoperne kan forsvinde pr. år. Dette svarer i størrelsesorden til de forsvindingsrater, der ifølge den historiske analyse har været gældende i de senere år (se kap.12).

FJERNELSE

Blandt de enkelte biotoptyper er det især mergelgravene, der er ønsker om at fjerne (18%). Efter faldende trussel kommer dernæst: Moser, søer, mindre vandløb, diger, grøfter, hegn og skel. I de fleste tilfælde begrundes ønsket om fjernelse med, at biotopen er til gene ved markarbejdet.

For mere end halvdelen af de forskellige biotoptypers vedkommende er der ikke fremsat ønsker om fjernelse. Dette gælder alle veje (på nær en), gravhøje, remiser, beplantninger og bevoksninger.

Hvad angår biotopkombinationstypen "veje", skal der ikke gøres for meget ud af tolkningen. Vi oplevede, at mange adspurgte stillede sig noget uforstående overfor dette spørgsmål. Veje opfattes sandsynligvis som noget, der eksisterer, enten fordi den enkelte ejer ikke kan fjerne dem af juridiske årsager, eller fordi de har en indlysende funktion. Havde de ikke det, ville de formentlig i de fleste tilfælde allerede være nedlagt.

BEVARING

De tørre linieformede biotoper ønskes bevaret, især fordi de har funktion som ejendomsskel og funktion ved den enkelte ejendoms markinddeling.

Det er især de våde linieformede biotoper, der ønskes bevaret, hvilket har sin let forståelige årsag i disse biotopers betydning for vandafledning og hyppige funktion som ejendomsskel.

De areelle biotoper ønskes derimod især bevaret af jagtlige og æstetiske grunde, og for en del af de våde, fordi det ville være forbundet med store besværligheder at få dem fjernet.

Går vi til de bagvedliggende opgørelser over begrundelserne for at bevare de enkelte biotoptyper, er det ikke uventet naturlige- såvel som kunstige søer og remiser, der tillægges jagtlig betydning. Poroduktionshensyn knytter sig især til grøfter og kanaler. Æstetiske hensyn knytter sig især til søer, våde mergelgrave og solitære træer. Funktionen som ejendomsskel angives som begrundelse for jævnt hen alle de tørre linieformede (excl.veje). Endelig angives besværlighed ved eventuel fjernelse som begrundelse for bevaring af især søer og mindre vandløb.

Jensen(1982) har i sin undersøgelse over

landmændenes holdning til biotopspørgsmålet også indhentet oplysninger om, hvorvidt biotoper ønskes fjernet, og da med hvilken begrundelse. Problemerne med at indhente disse oplysninger synes at have været de samme som vi har mødt. Bevaringsønsket om en enkelt biotop kan have flere begrundelser, uden at disse dog lader sig vægte indbyrdes. Og om flertallet af biotoper giver landmanden hverken positive eller negative meninger tilkende. Jensens resultater er i let omarbejdet form præsenteret i tabel 7.34. og 7.35.

Tabel 7.34. Den relative betydning af forskellige begrundelser for biotopbevaring. Let omarbejdet præsentation af resultaterne fra Jensen(1982).

	Hegn	Vand-løb	Vand-huller
Kvægvanding		13	25
Læ	80		
Afvanding		37	
Ejendomsskel	14	29	
Æstetik	31	8	27
Brandam			7
Uøkon.at fjerne			30
Ingen værdi ønskes fjernet	3	13	11
Antal ejere	146	73	83

Tabel 7.35. Den relative betydning af forskellige begrundelser for at fjerne biotoper. Let omarbejdet præsentation af resultaterne fra Jensen(1982).

	Hegn	Vand-løb	Vand-huller
Opnå rationel markdrift	50	35	21
Undgå vedligeholdelse	13	27	
Afvanding		38	21
Vejbyggeri		24#	28
Jordaffald		21	
Farlig		13	
Antal ejere	75	38	75

Resultaterne i tabel 7.35. afviger noget fra billedet i vor undersøgelse, hvilket dog i

en vis udstrækning må kunne forklares med regionale forskelle (her bl.a. den større betydning hegnene tillægges som lægivere).

Fra tabel 7.35. ses, at det er gener ved markarbejdet, der også her er den almindeligste begrundelse for at fjerne småbiotoper. Problemer med vedligeholdelse er endvidere vigtig for vandløb og også i nogen grad for hegn. For nedlæggelse af vandhuller kan fremkomsten af store mængder affaldsjord, f.eks. i forbindelse med vejbyggeri, være årsagen til biotopnedlæggelse.

7.3.4. Sammenfatning

I mønstret af småbiotoper i agerlandet kan der m.h.t. herkomst skelnes tre elementer:

1) Primært landskabsbundne biotoper der kan formodes at være rester af oprindelige naturområder.

2) Sekundært landskabsbundne biotoper der dels kan være rester fra tidligere tiders landbrugsproduktion, der nu har mistet betydning, dels er biotoper der stadigt oppebærer den oprindeligt tiltænkte funktion f.eks. for vandafledning eller jagt.

3) Biotoper hvis primære formål synes at være at markere ejendomsskel.

Opdelingen er dog ikke ganske klar. Både rester af oprindelige naturområder og rester fra tidligere tiders landbrugsproduktion kan siden have fået andre funktioner f.eks. for jagt og ejendomsafgrænsning. Og samme biotop kan på een gang opfylde flere funktioner.

Højest en fjerdedel af det samlede småbiotoparareal dækkes af primært landskabsbundne biotoper. D.v.s. områder der ikke har været opdyrket og dermed områder, hvor naturlig vegetation har haft mulighed for til stadighed at eksistere. Det er således biotoper, der både i deres lokalisering og type må betragtes som overvejende naturbetingede.

En anden fjerdedel dækkes af sekundært landskabsbundne biotoper, der i deres lokalisering overvejende men ikke præcist er bestemt af naturforholdene, hvorimod de i deres form, størrelse og naturindhold overvejende er bestemt af produktionsmæssige forhold.

De sidste to fjerdedele dækkes af arronderingsbetingede biotoper , d.v.s. biotoper, der både i deres lokalisering og type overvejende er bestemt af produktionsmæssige forhold.

Det er således mindst 3/4 af agerlandets småbiotoper, der direkte udspringer af nuværende og tidligere landbrugsproduktion. Dertil kommer, at næsten alle småbiotoper i større eller mindre grad har været genstand for også anden udnyttelse end den evnt. oprindeligt tiltænkte. Det kan dreje sig om græsning, høslet, hugst, tøtvegravning og jagt. Således er naturindholdet i så godt som alle tilfælde i sin sammensætning af historisk set ny dato.

Da det i den foreliggende undersøgelse primært har været hensigten at studere den nuværende biotopudnyttelse, kan den idag opgivne udnyttelses form og omfang ikke dokumenteres. Derimod viser feltundersøgelsen og undersøgelsens interviewdel, at skønt en direkte udnyttelse af småbiotoperne som helhed idag er sparsom, så opfylder dog hovedparten en eller flere produktive- og/eller rekreative funktioner.

PRODUKTIVE FUNKTIONER

Rent produktive funktioner, hvor biotopen leverer stofligt input til produktionen er sjældne. Det kan dreje sig om forskellige former for vandindvinding og om produktion af gran og brændsel. Ialt skønnes sådan produktion at foregå fra 7% af de berørte biotoptyper.

Den vigtigste landbrugsproduktionsmæssige funktion af biotoperne skønnes at være deres betydning for bortledning af vand og som recipient for affald. I interviewene anføres, at 1/3 - 2/3 af grøfter, kanaler og mindre vandløb modtager drænvand, og at 3%--13% af de våde areelle modtager fast affald. Dette sidste har dog simpelt ladet sig kontrollere i feltundersøgelsen. Den viser et noget andet billede.

Hvor der kun er fundet fast affald i knap 5% af de linieformede biotoper, er der til gengæld fundet fast affald i større eller mindre mængde i 1/4 af de tørre areelle og i 2/3 af de våde areelle biotoper. Det drejer sig især om aflæssede marksten, grenaffald, bygningsaffald og i lidt mindre omfang jordaffald og husholdningsaffald.

Det vil for de fleste affaldstyper i de våde biotoper indebære umiddelbare skader på levevilkårene for dyr og planter. Jord, grene, halm og husholdningsaffald kan, når de rådner, forringe iltforholdene i vandet. Og tilførslen af næringestoffer, der enten sker direkte eller indirekte, efterhånden som det frigøres ved forrådnelsen, vil øge tilgroningen, hvorved biotopen kan forringes også på denne måde.

Udledning af flydende affald, har vanskeligt kunnet registreres med den anvendte metode. Misforholdet mellem det for det faste affald oplyste og det registrerede betyder dog, at det ikke kan afvises, at funktionen som recipient for flydende affald også er mere betydelig, end det er blevet oplyst.

Lævirkning (især for kvæget) fra de trædækkede biotoper angives som en positiv landbrugsmæssig funktion ved omkring 1/3 af alle hegnene, men også ved en vis omend mindre del af de trædækkede areelle biotoper.

Lokaliserings- og strukturmæssige funktioner opfyldes af flertallet af småbiotoperne. Langt vigtigst er her den funktion at markere ejendommens og markernes afgrænsning. Således viser undersøgelsen, at nær 9/10 af alle ejendomsskel er biotopbærende, og at op imod 2/3 af alle linieformede og 1/3 af alle areelle biotoper er beliggende i ejendomsskel.

Biotopernes betydning som lokalitet for produktionsanlæg er nær nul. Der er kun fundet tre tilfælde heraf blandt de undersøgte biotoper.

Vejes funktion for transport indenfor- og mellem de enkelte ejendomme er indlysende. Men interview- og feltundfersøgelsen understøtter det indtryk, som den efterfølgende historiske analyse kan dokumentere, at markveje spiller en stadigt mindre rolle for transportfunktionerne den enkelte ejendom.

En del biotoper bærer el-master. Da de hovedsageligt er fundet i biotoper, der allerede eksisterede før århundredeskiftet, er der næppe tvivl om, at el-masterne hensigtsmæssigt er placeret der, hvor man i forvejen ikke kunne komme med ploven. Men omvendt er der næppe heller grund til at betvivle, at en een gang etableret linieføring af el-master, er med til at forlænge påpgældende bio-

tops liv. Idet gevinsten ved en nedlæggelse af biotopen vil begrænses af, at masterne står tilbage. Herpå tyder det relativt store antal master, der er placeret i/ved vandhuller.

REPRODUKTIV FUNKTION

Af de reproduktive funktioner vurderes jagten at være langt den betydeligste.- Det skønnes, at der drives jagt på 90-95% af det undersøgte landbrugsareal. Det har ikke været muligt at belyse jagtens økonomiske betydning tilfredsstillende. Hensynet til jagtlige interesser anføres som årsagen til ønsket om at bevare 23% af de våde areelle. Derimod fremføres det sjældent, at linieformede biotoper har jagtlig funktion. Disse har dog bl.a. som ledelinier og skjul ofte indirekte betydning for værdien af de egentlige jagtbiotoper.

Æstetiske hensyn ligger som begrundelse for ønsket om at bevare enkelte alleer og hegn og bag ønsket om at bevare h.h.v. 16% og 9% af de våde- og tørre areelle biotoper.

For 63% af biotoperne er der ikke fremsat ønsker om hverken nedlæggelse eller bevaring.

Endelig er der indhentet oplysninger om, i hvilken udstrækning der foretages pleje af vegetationen i de undersøgte biotoper. Skønt resultaterne er svære at tolke, synes de alligevel at vise, at pleje af vegetationen har en stærkt begrænset betydning.

Afbrænding er der fundet spor af i en del biotoper. I flere tilfælde synes den at have været påsat, men i andre at være sket ved et uheld. Det skønnes at vegetationen i 1/5 af de bevoksede linieformede biotoper og i 2/3 af de bevoksede areelle ved nøjere eftersyn vil vise sig i sin sammensætning at bære præg af afbrænding.

LANDBRUGETS VÆRK

Samlet tegner undersøgelsen af biotopernes natur- og funktionsbestemthed således et billede af, at agerlandets småbiotoper hovedsageligt er landbrugets værk. De fleste er etableret med et direkte landbrugsmæssigt (evnt. jagtligt) formål. Mindre end en fjerdedel kan betragtes som de sidste rester af tidligere naturlokaliteter. Men disse er oftest så stærkt påvirket af tidligere eller nuværende landbrugsproduktion, at deres udseende og naturindhold er afgørende præget heraf.

En stor del af biotoperne opfylder endnu idag, de funktioner de primært var tiltænkt. Det drejer sig om vejene, der har betydning for transport, de andre tørre linieformede der markerer ejendomsskel, de våde linieformede der afleder vand, og en del af de areelle der har betydning for jagten (remiser og andedamme) eller anden funktion (f.eks. højspændingsmaster).

Ofte opfylder biotoperne flere funktioner på een gang. Således vil mange udover det formål, de primært var tiltænkt også ofte opfylde andre enten umiddelbart eller i tidens løb. Omvendt kan biotoper ved omlægninger i landbrugsproduktionen miste en eller flere af de funktioner de tidligere havde.

DYNAMISK FUNKTIONS-MØNSTER

Småbiotopernes funktionsmønster er således under stadig forandring. Det øjebliksbillede, som undersøgelsen viser fra 1981, er således en blanding af biotoper, der stadigt opfylder deres oprindeligt tiltænkte funktion med eller uden senere tilkomne yderligere funktioner, og biotoper der har mistet deres oprindeligt tiltænkte funktion men som nu udfylder en eller flere senere tillagte.

For flertallet af de eksisterende biotoper synes funktionerne idag generelt at være relativt betydningsløse. Ihvertfald er det kun 1/3 af biotoperne ejerne har udtalt et positivt ønske om at bevare. Dette indtryk af biotopernes upåagtethed understøttes af, at plejen af vegetationen er af et meget begrænset omfang, samt at opfyldningen af de våde areelle med fast affald er ganske omfattende.

Undersøgelsen viser, at tætheden af de linieformede biotoper qua deres stærke tilknytning til ejendomsskel, er stærkt truet af de mange ejendomssammenlægninger, der allerede er sket og som forventes at ville ske i de kommende år (se kap.12).

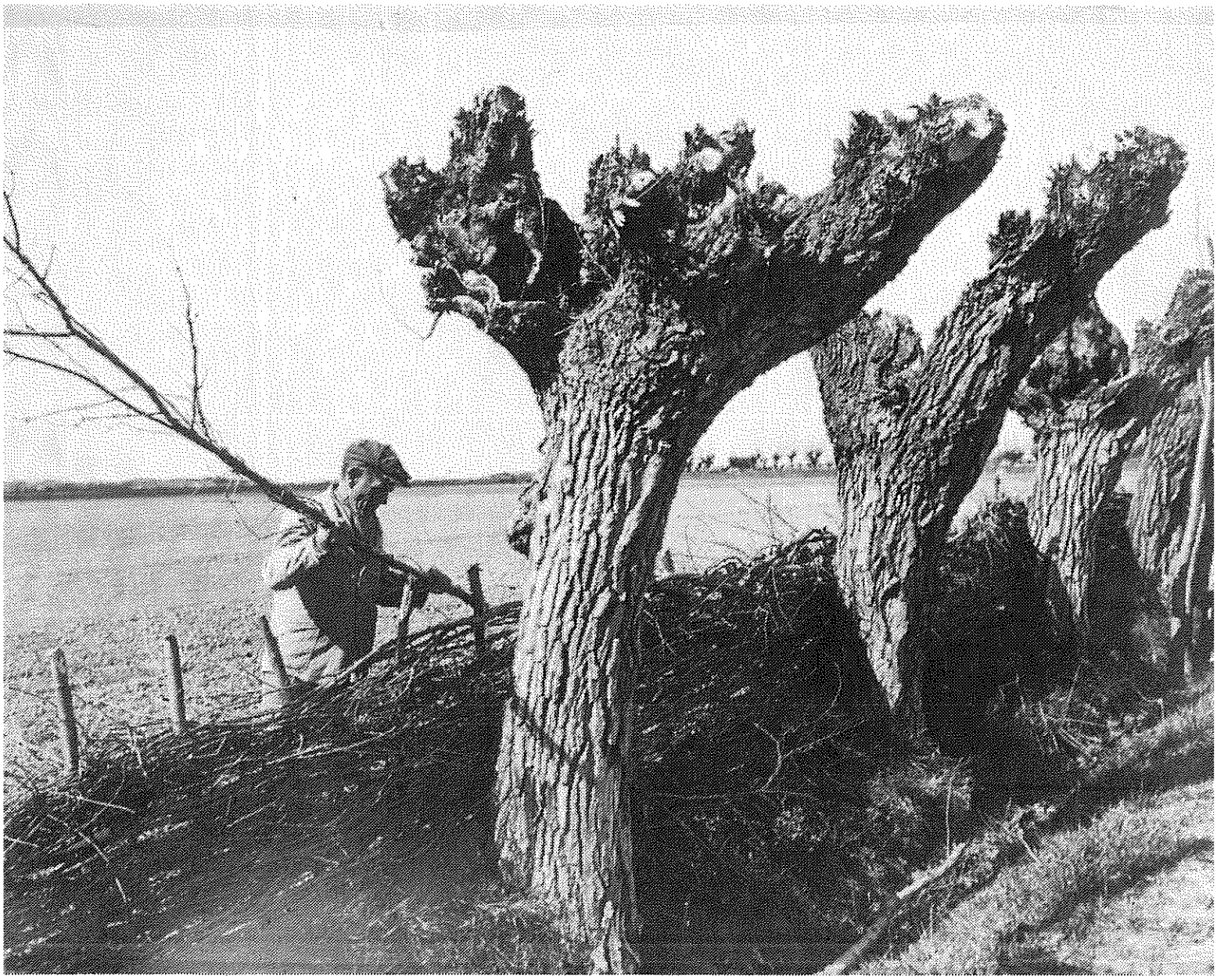
Undersøgelse viser også, at de areelle biotoper (især de våde) er stærkt truet af affald. Dels betyder det en umiddelbar forringelse af biotopen som levested, dels betyder det at den indskrænkes i areal og til sidst vil forsvinde. Nok er de større vådområder beskyttet gennem naturfredningslovens paragraf 43, men denne synes at blive overtrådt i 2/3 af de vådområder, den ellers skulle beskytte. De mindste vådområder er ikke beskyttet af nogen paragraf, og de er i særlig høj grad truet med forurening og opfyldning.

Hvad dette har betydet kvantitativt, skal belyses yderligere i det følgende kapitel, hvor den historiske udvikling i biotopmønstret og i tætheden af de enkelte biotoptyper vil blive behandlet.

8. DEN HISTORISKE UDVIKLING

Fig. 8.1

POPPELHEGN



J.Wolsing. Lolland-Falsters Hist. Samfund. Årbog 1938.

8 Den historiske udvikling

Det er velkendt, at der både i naturen og i samfundet kan foregå store ændringer selv over korte perioder.

Den historiske udvikling i samfundets betydning for landskabsudviklingen diskuteres bl.a. af Bernhardt og Jäger(1985). Udfra en empirisk baseret gennemgang af landskabsudviklingen (i Midteuropa) drager de en række generelle konklusioner, hvoraf de i vor sammenhæng mest relevante skal fremdrages.

LIGEVÆGT

Den normale tilstand i landskabet kan opfattes som en ligevægt, der har indstillet sig mellem naturens indretning i området og samfundets beslaglæggelse af samme område. (Det drejer sig både om historisk manifesteret- og nutidig kulturbetinget indflydelse). Enhver ligevægt betragtes som en udviklingstilstand, der kun består sålænge de naturmæssige og kulturbetingede virkningsfaktorer (også kaldet impulser) forbliver konstante. Da hverken de naturmæssige eller de kulturbetingede impulser opviser konstans over længere tidsrum, er landskabsforandringer uomgængelige.

IMPULSER

Idag er behovet for styring af landskabsudviklingen i høj grad præget af de senere års omfattende forringelse af levevilkårene for den vilde flora og fauna. I fredningskredse og i den offentlige debat fører dette naturligt frem til at diskutere "fredning", sikring af "status quo", "naturens balance" og "naturgenopretning". Da sådanne tiltag alle i større eller mindre grad kan forlede til en opfattelse af, at der kan eksistere een given, stabil, ikke-dynamisk tilstand, kan der her være grund til at understrege, at det dynamiske aspekt altid er tilstede som væsentligt ved landkskabets tilstand. Dette fremgår af den gennemgang af landskabsudviklingen, som Bernhardt og Jäger opdeler i fire etaper:

4 ETAPER

I: Landets opdyrkning fra år 6000 f.K. til middelalderen. Denne periode var præget af en almindelig og fremadskridende forøgelse af den landskabsmæssige og biologiske diversitet, som opdyrkningen medførte. Den øgede udbredelse af åbne landskaber betingede dels en større landskabelig heterogenitet og deraf følgende øget biologisk diversitet, dels

påvirkede den klimaet i retning af øget kontinentalitet. Alle processer forløb fortsat indenfor de enkelte landskaber som naturlige mekaniske stoftransporter.

II: Den komplekse udbygning af landet fra middelalderen til ca. 1850. De store rydninger, som påbegyndtes under den tidligere etape, fortsatte. Men især tog indgreb vedrørende vandhusholdningen i landskabet fart (opstemninger, afvanding, tørvegravning o.m.a.). Samlet er der tale om en forøget mangesidighed og intensitet i arealudnyttelsen, en udvidelse af de udnyttede arealer og en tidsmæssig hyppigere vekslen mellem forskellige udnyttelsesformer (udvidelse af arealer i omdrift). Resultatet var en fortsat forøgelse og alsidiggørelse af de samfundsmæssige impulsers indflydelse på landskabet og dets komponenter (vegetation, jord, relief og vandforhold).

III: Den industrielle etape ca.1850-1950. Denne etape er kendetegnet ved en omfattende opdelingen af landskabet i land- og bylandskaber og af begyndende affaldsproblemer i byområderne. Størstedelen af arealet beholdt dog fortsat en jordbrugsmæssig funktion og gennemgik trods omfattende indgreb ikke graverende ændringer. Biotop- og flora- og faunadiversiteten viste dog de første tegn på en monotonisering, som sårbare plante- og dyrearter reagerede på. Allerede i denne fase (i Midteuropa) synes de største problemer at ramme ferskvandsfaunaen p.gr.a. udbygning af vandvejene og vandforurening. Generelt er flora- og faunaforskydningerne præget af tilbagegang for de mest sårbare (specialicerede) hjemmehørende arter og en tiltagende indslæbning af dyre- og plantearter fra andre egne af verden.

IV: Den teknisk- videnskabelige revolution. "Asfalteringen" kommer til at omfatte 10% af landets (DDR`s) overflade. Kummunikation, energiforbrug og anvendelse af kemiske hjælpe- og råstoffer forøges voldsomt og trænger ind i alle stofkredsløb. Indenfor landbruget medfører miljøbelastningen de første tegn på udbyttestagnation. Også skovene påvirkes. Biotopdiversiteten er generelt aftagende på de stadigt mere intensivt udnyttede arealer. Men samtidigt kan der ses tendenser til fremkomst af ekstensivområder (marginaljorder), hvilket dog ikke har kunnet afvende en forstærket tendens til tilbagegang i individ- og artsantal for stadigt større plante- og

dyregrupper. Hvor de kulturbetingede impulser i første etape knap formåede at bringe stofstrømme ud over det enkelte landskabs grænser, er de i denne sidste etape skridt for skridt på vej til at udgøre en omfattende global påvirkning af landskabsdynamikken.

DOBBELTHED

Den dobbelthed som Bernhardt og Jäger kan iagttage i DDR under den teknisk- videnskabelige etape, hvor en tiltagende intensivering i nogle delområder følges af ekstensivering i andre, gør sig også gældende i de danske landskaber og har altid latent været tilstede. Således viser V.Niels-Christiansen (1985), at der i dele af landet er sket tydelig marginalisering af landbrugsarealer bl. a. i Midtjylland samtidigt med at den intensivering i arealudnyttelsen som bl. a. vi har kunnet aflæse i en øget småbiotopafvikling er foregået på øerne.

Berigelsen af den landskabelige diversitet er foregået samtidigt med en berigelse af den flora- og faunamæssige diversitet gennem fortsat indførsel og indslæbning af eksotiske arter. Denne udvikling har tydeligvis, hvad angår den landskabelige diversitet, nået sit højdepunkt i begyndelsen af 1800-tallet. Fra da af indtrådte en stagnation i den videre udvidelse af den landskabelige diversitet, og en begyndende tilbagegang i den biologiske diversitet, som senere under den teknisk- videnskabelige revoultion blev drastisk forværret, satte ind.

Dannelse af store produktionsflader, forstærket mekanisering og kemificering har bevirket en markant tiltagende tendens til monotoni i landskabsbilledet og dets naturindhold. For de landskabsmæssige forandringer spiller de i reglen langsomtvirkende naturmæssige impulser en stadigt relativ mindre rolle end de som regel over kort tid virkende samfundsmæssige impulser.

Den ligevægt, som Bernhardt og Jäger opfatter at landskabets tilstand normalt er et udtryk for, er mao. også et stadigt sjældnere fænomen. Hastigt på hinanden følgende forskellige samfundsmæssige impulser virker destabiliserende ind, så det bliver vanskeligt at bedømme de enkelte impulsers betydning endsige få øje på nogen stabil ligevægt.

8.1 Småbiotopstrukturen før udskiftningen

8.1.1 Analyseproblemer

Selvom landskabet til stadighed undergår dynamiske forandringer, opfattes ændringer i det geografiske miljø, såvel i dets naturbundne som i dets kulturbundne elementer normalt alligevel som noget, der besidder en væsentlig træghed, især hvad angår den samlede struktur.

TRÆGHED

Dette bekræftes også delvist af denne undersøgelse, alene af den grund at det lader sig gøre i hovedtræk at opretholde det ganske detaillerede klassifikationssystem for småbiotoper som landskabselementer gennem hele den næsten 100-årige undersøgelsesperiode. De ændringer, der kan konstateres, kan altså i overvejende grad beskrives som kvantitative ændringer i sammensætningen af småbiotoper.

Men netop det kvantitative udgangspunkt i den historiske analyse bidrager til at understrege det historisk set afgørende skred i udformningen af det danske kulturlandskab, der knytter sig til udskiftningen i slutningen af 1700-tallet.

VANSKELIGHEDER

Et forsøg på at føre undersøgelsen tilbage til før udskiftningen ville dog støde på omfattende vanskeligheder af flere grunde:

1. De kildemæssige problemer ville øges betydeligt.

2. Biotoptypeklassifikationen ville ´skride´ i alvorlig grad.

3. Den kvantitative karakteristik ville vanskeliggøres markant.

KILDER

ad 1) Den vigtigste kilde til information er her udskiftningskortene. Selv om disse ofte kan indeholde småbiotoprelevante oplysninger, kan de kun sjældent opfattes som udtømmende i så henseende. Bedst lader de ikke opdyrkede områder, på øerne (især eng, mose og overdrev) sig registrere.

KLASSIFIKATION

ad 2) En stor del af de ikke-dyrkede arealer før udskiftningen var at betragte som rester i landskabet, som det af økonomiske eller ejendomsmæssige årsager ikke kunne betale sig at opdyrke. Altså i egentligste forstand

ikke-opdyrkede rester i det åbne land. Selv om de oftest blev udnyttet (f.eks. til græsning eller tørveskær), var der kun sjældent tale om egentligt landbrugsskabte biotoper (men om "primært landskabsbundne biotoper". Se kap.7.3). Den relativt klare opdeling i funktionsbestemte biotoptyper ville mao. næppe have kunnet været anvendt før udskiftningen og måtte formentlig have veget for en langt mere broget virkelighed.

Samtidigt er de landbrugsmæssige funktioner, der knytter sig til de øvrige sider af biotopmønstret meget anderledes i den uudskiftede landsby end den udskiftede. Først og fremmest gælder det hegningen. Den var mere sparsom, hovedsageligt knyttet til landsbyfællesskabernes vange. Selv om man allerede fra slutningen af 1600-tallet agiterer for oprettelsen af levende hegn, slår disse først for alvor igennem efter kobbelbrugets indførsel og især efter fællesskabets afskaffelse.

Endog synes de døde indhegninger, der karakteriserede det tidligere agerlandskab: Risgærder, grøfter, jordvolde og stengærder, stadigt at have været dominerende på store dele af Sjælland flere årtier efter udskiftningen (Agger og Jensen, 1982, p.77). Ved vurderingen af denne tids småbiotopmønster bør man også have sig i erindring, at et af det senere kulturlandskabs mest markante småbiotoptræk, mergelgravene, endnu ikke eksisterede på udskiftningens tid.

KARAKTERISTIK

ad 3) Den kvantitative karakteristik af biotoperne vanskeliggøres af flere årsager. Den ændring i ejendomsformerne, som kom til udtryk ved udskiftningen, har haft afgørende indflydelse på såvel indholdet af småbiotoper som på deres afgrænsning. Fra at ejendomsretten primært knyttede sig til brugsretten til miljøet, ofte i form af flerfoldsanvendelse af de samme arealer, blev ejendomsretten nu arealbestemt, oftest med en mere entydig (og typisk også mere intensiv) funktionel anvendelse af de enkelte arealer. Derved blev arealernes geografiske afgrænsning også betydeligt klarere end den glidende overgang mellem især ikke-opdyrkede arealklasser, der kendetegnede biotopmønstret før udskiftningen.

MATRIKULERINGEN

Den omfattende opmåling i forbindelse med matrikuleringen satte endvidere sit præg på afgrænsningen, idet denne i stadigt stigende

omfang blev opbygget af rette linier, i modsætning til tidligere, hvor grænserne ofte bugtede sig, tilpasset naturligt forekommende skift i miljøet.

Opdelingen i lineære og areelle biotoper er endvidere langt mindre indlysende for beskrivelsen af biotopmønstret før udskiftningen end efter. De ikke- opdyrkede arealer lå ofte som en mere eller mindre sammenhængende matrix, der sine steder kunne få mere præg af linieformede (eller snarere netværk) end af areelle biotoper, der var knyttet til hinanden som løst sammenpakkede elementer i landskabet (jvf. fig. 8.1.).

8.1.2 Småbiotopmønstret i det danske agerland før udskiftningen

FØR UD-SKIFTNINGEN

Næsten et hvilket som helst kort, der viser den detaillerede topografi i agerlandet før udskiftningen, vil umiddelbart efterlade det indtryk, at der var tale om et langt mere varieret kulturlandskab, end det vi kender idag (se fig. 8.2.).

Fig. 8.2

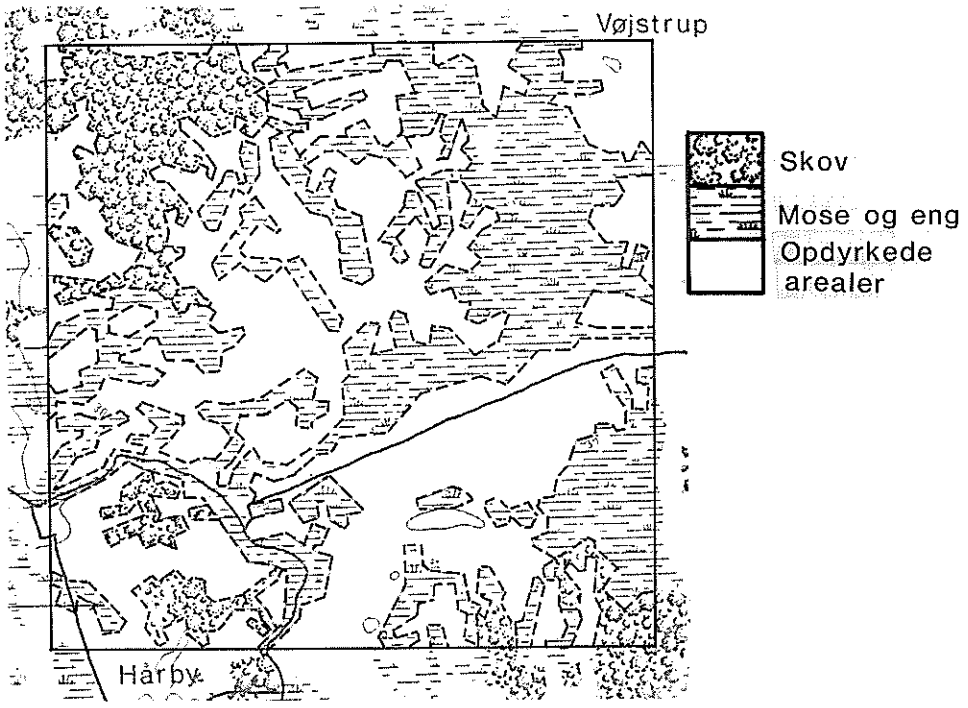


Fig. 8.2. Udbredelsen af ikke-opdyrkede arealer i område 12 Glamsbjerg ca. år 1800. Udarbejdet på grundlag af: 'Landskabsforhold på udskiftningstidspunktet - ca. år 1800'. Fyns amtskommune(1983).(jvf.Fig.6.35)

TOPOLOGISKE GRÆNSER

Overalt i det danske morænelandskab har man kunnet genfinde en hyppig, topologisk bestemt vekslen mellem ager og (til tider kratbevoksede) ikke-opdyrkede enge, overdrev samt mose- og hedeområder af meget vekslende karakter. Denne variation knytter sig imidlertid ikke generelt til det visuelle landskabsbillede, der, den økologiske variation til trods, faktisk har været meget åbent og formentlig også ganske monotont. Det skyldes

FÅ TRÆER

især, at træbevoksningen har været meget mere sparsom, end den vi kender idag. Skovarealerne har været af mindre udstrækning og mere spredte, og har endvidere været betydeligt mere åbne end i dag, især på grund af græsningen.

DIFFUS AFGRÆNSNING

Overgangen mellem skov og eng/hede/overdrev har endvidere været ganske glidende, som det fremgår af følgende skildring:

"Store , sammenhængende og tætsluttede Bevoksninger fandtes så at sige ikke mere. Alle Vegne skar Agerjord, Enge og Græsninger sig dybt ind deri og flossede Randene op, og anselige Strækninger, som siden hen - efter Fællesskabets Ophør - enten lukkedes ind bag Skovhegnet eller fuldstændig prisgaves Ploven, frembød et Kaos af Bondejorder, Smålunde og Trægrupper, malerisk blandet ind mellem hinanden. "...." Skoven var praktisk talt blottet for Grænser."
(Matthiessen, 1942, her citeret efter Andersen m.fl.(1985), p. 52).

BUGTEDE LINIER

Landskabselementerne har i deres (i øvrigt mere diffuse) afgrænsning til hinanden også haft et mere bugtet forløb end i nyere tid. De få rette linier (ud over ås-grænser og de knap nok eksisterende skel mellem de enkelte agre) udgjordes af stengærder og risgærder, der adskildte vangene og omgærdede særlige arealer, f.eks. præstegårdslodderne.

Oftest lå mindre eng-, mose-, eller overdrevsarealer som guirlander i agerlandet, et netværk af uregelmæssigt brede bånd, der omgærdede åse eller vandløb. Især hvor disse indeholdt bevoksning (typisk i form af krat), har de på en forbløffende måde svaret til vore dages ideelle forestillinger om kombinationen af et åbent landskab med tilstedeværelsen af et udviklet net af "spredningskorridorer"(Se kap.14).

GODSJORDEN

På godsjorderne har det markante skift i landskabet omkring udskiftningen været mind-

re og kontinuiteten i udviklingen af kulturlandskabet dermed været større. Ejendomsforholdene medførte her, at der i takt med den teknologiske udvikling, der fandt sted især fra midten af 1700-tallet, kunne sikres en bedre arrondering med større markflader afgrænset af typisk retlinet udformede diger (og senere hegn), samt at der tidligt blev iværksat en omfattende dræning, hvorved de uregelmæssigt brede forløb af eng- og moseområder blev erstattet af smalle linieformede, til dels retlinede vandløb, grøfter og afvandingskanaler.

På kort fra udskiftningstiden viser det sig således ofte, at godslandskaberne er de, der fremviser flest fællestræk med det nuværende kulturlandskab.

8.2. Hovedtræk i den historiske udvikling efter udskiftningen

Til belysning af udviklingen i småbiotoperne indenfor de sidste 100 år er der gennemført en detailleret kortlægning for 5 af de 13 undersøgelses områder. Det drejer sig om:

Område 2: Tågerup, N for Roskilde
Område 9: Bøtø, på Falster
Område 10: Højreby, SØ for Nakskov
Område 12: Glamsbjerg, på SV-Fyn
Område 13: Bramsnæs, NV for Roskilde

Da vi gik igang med de historiske analyser, var det planen, at alle 13 områder skulle med. Af ressourcemæssige årsager måtte antallet dog senere skæres kraftigt ned. Dette har bevirket, at udvalget af områder til analyse har en ikke helt tilfredsstillende karakter (se nærmere herom i afsnit 9.3).

Den historiske analyse er, som omtalt i kap. 4, baseret på studier af 4-cm-kort, 2 sæt flyfotos og 3 forskellige udgaver af målebordsblade, således at der med feltregistreringen ialt regnes med 7 forskellige registreringstidspunkter pr. område.

Indledningsvis skal der gøres opmærksom på to metodiske forhold, som der nødvendigvis må tages hensyn til ved en sammenfattende tokning af disse kilder:

FORSKELLIGE UDGIVELSESÅR

1) De ganske forskellige udgivelsestidspunkter for især målebordsbladene nødvendiggør en vis tidsmæssig tillempning af de 7 registreringstidspunkter. En oversigt herover er angivet i tabel 8.1.

Tabel 8.1. Oversigt over registreringstidspunkter i den historiske analyse. Nederst i tabellen er angivet de perioder, hver af de 7 registreringstidspunkter omfatter, periodernes intervallængder, det gennemsnitlige registreringstidspunkter for de 5 områder, samt den tidsmæssige afstand mellem disse gennemsnit.

Omr	M-blad 1	M-blad 2	M-blad 3	Foto 4	Foto 5	4-cm 6	Felt 7
2	1882	1996	1931	1954	1967	1973	1981
9	1887	1901	1942	1954	1967	1976	1981
10	1889	1905	1942	1954	1967	1976	1981
12	1865	1923	1946	1954	1971	1974	1981
13	1896	1912	1932	1954	1967	1973	1981
peri.	65-96	96-23	31-46	54	67-71	73-76	81
int.	32 år	28 år	16 år	1 år	5 år	4 år	1 år
gnst.	1884	1907	1939	1954	1968	1974	1981
afst.	23 år	32 år	15 år	14år	6 år	7 år	

KVANTIFISERING

2) Som omtalt under den metodiske gennemgang (afsnit 4.3) knytter der sig en lang række registreringsmæssige vanskeligheder til forsøget på at kvantificere skildringen af den historiske udvikling i småbiotopmønstret.

Når der ses bort fra de typificeringsmæssige problemer, er en komparativ-statisk analyse det enkleste. Her kan småbiotopindholdet gøres op som en del af den samlede arealanvendelse på bestemte tidspunkter. På grundlag af en så ensartet registreringsmetodik som muligt kan der derved gives en kvantitativ oversigt, som kan danne grundlag for en sammenligning registreringstidspunkterne imellem.

NETTO OPGØRELSER

Da det kun bliver nettoændringerne i hele området indenfor de enkelte typer, der vil komme ud af en sådan statistik, giver en sådan analyse imidlertid kun i begrænset omfang indblik i den dynamik, der knytter sig til småbiotopudviklingen. Skal dynamikken fanges ind, må man i vid udstrækning kunne følge den enkelte biotops historiske

udvikling, herunder også den evt. geografiske tilknytning til andre biotoptyper eller arealklasser.

Nedenstående skildring af udviklingen i de 5 udvalgte områder er hovedsageligt knyttet til en komparativ-statisk analyse, som kommer til udtryk gennem anvendelsen af standardskemaer for den historiske udvikling. 3 typer skemaer anvendes: Dels et hovedskema, som knytter småbiotopstrukturen til den eksisterende arealanvendelsesstruktur, dels to uddybende skemaer for hhv. lineære og areelle småbiotoper.

3 TYPER SKEMAER

For allerede i denne oversigt at få en del af dynamikken i udviklingen med, er den tekstmæssige gennemgang af udviklingen dog også baseret på andre mere dynamisk orienterede analyser, herunder en tolkning af historiske småbiotopkort, der dog ikke har kunnet præsenteres i rapporten af reproduktionsmæssige årsager. Efter denne gennemgang af de enkelte områder (afsnit 8.2) følger i afsnit 8.3 en oversigt over netto-forandringerne for de enkelte biotoptyper i de fem områder under et. I afsnit 8.4 følger en mere dynamisk orienteret gennemgang af typiske udviklingsforløb for forskellige småbiotoptyper og kombinationer heraf.

8.2.1 Område 2: Tågerup

TÅGERUP

Fra midten af forrige århundrede blev der i Tågerup foretaget en omfattende dræning af mose- og engstrækninger. Dræningen blev kun langsomt udvidet efter 1880. Som det ses af hovedstandardskemaet (tabel 8.2.) udgjorde eng- og mosearealer ca. 5 % af arealet fra 1882 og indtil de seneste år, hvor der er sket en markant nedgang, således at disse arealer i 1981 udgjorde under 1 % af arealet.

Et tilsyneladende ret konstant antal og areal af areelle biotoper gennem hele perioden (ca. 40 ialt) dækker over flere modsat rettede tendenser: Antallet og arealet af søer og vandhuller er steget i forrige århundrede, men har derefter i perioden 1882-1931 ligget relativt konstant i antal, hvorefter de er faldet drastisk. Til gengæld har i de seneste år stadigt flere småbeplantninger i stigende grad præget landskabet, der tidligere var helt skovløst.

OMRÅDE NR. 2, TÅGERUP Tabel 8.2. Hovedstandardskema

Areal - typer	m-blad 1882		m-blad 1896		m-blad 1931		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1973		reg. 1981	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
ager	359.3	89.9	358.5	89.7	359.1	89.8	355.5	88.9	351.4	87.9	364.9	91.3	371.3	92.9
eng	15.3	4.0	16.3	4.0	12.9	3.2	15.6	4.0	15.3	3.7	7.7	2.0	0.0	0.0
skov	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.4	1.6	0.4	2.1	0.6	5.9	1.5
mose	5.8	1.5	6.9	1.6	6.5	1.7	6.7	1.7	6.3	1.6	6.1	1.6	3.3	0.8
søer og vandhuller	1.7	0.5	0.7	0.2	0.6	0.2	0.5	0.1	4.0	1.0	1.2	0.3	0.6	0.2
bebygget areal, incl. haver	7.6	1.9	8.5	2.1	8.6	2.2	9.6	2.4	9.3	2.4	8.3	2.2	8.8	2.2
veje, parkeringsol. m.v.	2.4	0.7	3.2	0.8	3.5	0.9	3.2	0.8	2.6	0.7	2.6	0.7	2.4	0.6
andre arealer	0.5	0.1	0.5	0.2	0.4	0.1	0.5	0.1	0.5	0.1	0.4	0.1	2.6	0.7
areal af linieformede småbiotoper	7.2	1.8	8.0	2.0	9.8	2.2	7.8	2.0	7.2	1.8	6.7	1.7	5.9	1.5
Samlet areal	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
linieformede														
- vejrabatter	7.2	34.4	10.0	41.6	10.3	40.1	9.5	40.6	7.2	35.3	7.0	38.0	5.3	30.3
- grøfter og vandløb	7.3	34.7	6.2	25.6	6.3	23.4	4.2	16.0	4.0	19.5	4.9	26.6	4.1	23.5
- hegn og diger	6.9	32.5	7.7	32.0	8.3	34.9	8.0	34.2	8.3	40.2	7.5	40.7	3.2	18.4
- øvrige linieformede	0.0	0.0	0.3	1.3	0.6	2.3	2.0	8.4	1.3	6.2	0.0	0.0	5.1	29.7
Samlet længde liniebiotoper	21.3	100.0	24.0	100.0	25.8	100.0	23.5	100.0	20.7	100.0	19.3	100.0	17.5	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	17.0	112.2	20.4	117.7	22.0	117.7	20.3	115.7	17.6	117.4	15.8	122.2	15.6	111.9
	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%
areelle																											
- skov under 2 ha	0	0.0		0	0.0		0	0.0		3	1.4	100	4	1.6	100	7	2.1	100	3	1.7	39						
- mose under 2 ha	71	5.8	100	14	6.9	100	14	6.5	100	10	6.7	100	11	6.3	100	4	6.1	100	11	3.2	100						
- søer under 2 ha	22	1.7	100	23	0.7	100	20	2.6	100	13	0.3	100	15	4.0	100	9	1.2	100	9	0.6	100						
- andet under 2 ha	10	0.3	100	14	0.5	100	12	3.4	100	13	0.3	100	13	2.7	100	15	0.4	100	17	2.6	100						
Samlede arelle biotoper	39	7.7	.	51	8.1	.	46	7.4	.	39	8.6	.	43	14.4	.	35	9.6	.	40	8.0	.						

Tabel 8.3. Standardskema: Linieformede biotoper

Felt-kode	Kort-kode	Biotoptype	m-blad 1882	m-blad 1896	m-blad 1931	Flyfoto 1954	Flyfoto 1967	4-cm-kort 1973	Feltregistrering 1981			
									1981	gnst.brd.	areal	antal
			m	m	m	m	m	m	m	m	ha	
0		græsvej							1720	1.0	0.17	7
1		rabat v. grusvej							1352	1.0	0.14	5
2		rabat v. fast vej							2230	2.5	0.56	4
3		alle							0	-	0.00	0
0-3		rabatter ialt							5202			
	a	privat færdselsvej	3940	6370	6078	5718	3678	3360				
	b	offentlig bivej	1000	1332	1370	1310	1292	1332				
	c	landevej	2260	2230	2850	2400	2230	2230				
	a-c	veje ialt	7200	9932	10298	9426	7200	6922				
4		skel							5094	1.8	0.91	25
5		hegn							2639	3.1	0.81	27
	d	hegn, trærække	320	390	370	973	735	1408				
6		stendige							0	-	0.00	0
8		andet dige							0	-	0.00	0
	e	dige, evt. med trærække	4522	6439	7710	6000	6002	4500				
7		stendige							232	2.5	0.06	2
9		andet dige							0	-	0.00	0
	f	bevoksede diger	1960	1100	970	1040	1540	1512				
4-9									7965			
	d-f		6802	7929	9070	8013	8277	7420				
10		skrænt							0	-	0.00	0
	g	skrænt	0	0	250	50	60	0				
12		banedæmning							0	-	0.00	0
	h	dæmning	0	0	0	0	0	0				
11		tør grøft							0	-	0.00	0
12		våd grøft							666	3.4	0.23	7
	i	grøft	5233	4356	4274	2547	2215	2180				
13		vandløb, 0.5-1.5 m							0	-	0.00	0
14		vandløb, 1.5-2.0 m							2406	5.3	1.26	5
15		vandløb > 2 m							720	7.0	0.51	1
	j	vandløb < 2.5 m	1696	1620	1744	930	1030	1982				
	k	vandløb > 2.5 m	320	130	130	720	720	720				
0-15									16959			
	a-k		21251	23967	25766	21658	19502	19224				
		flerfoldsbiotoper	2310	3590	3858	3184	3044	3484	360			
		landskabslinier	18941	20377	21908	18474	16458	15740	16599			

Tabel 8.4. Standardskema: Areelle biotoper

Felt-kode	Kort-kode		m-blad 1882		m-blad 1896		m-blad 1931		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1973		Reg. 1981	
			Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha
19		mose													11	3.12
	l	mose	7	5.80	14	6.87	14	6.45	10	6.62	11	6.24	4	6.03		
16		våd mergelgrav													5	0.19
18		kunstig sø													4	0.41
20		småsø													0	0.00
21		gadekær													0	0.00
23		overløbsbassin													0	0.00
24		anden våd areal biotop													0	0.00
	m	søer og vandhuller	22	1.64	23	0.67	20	0.55	13	0.28	15	3.91	9	1.20		
17		våd grusgrav													0	0.00
26		tør grusgrav													1	0.04
	n	grusgrav	0	0.00	2	0.09	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00		
27		gravhøj													9	0.22
	o	gravhøj	10	0.23	12	0.42	11	0.37	12	0.29	11	0.26	14	0.30		
22		ellesump													0	0.00
28		remise													3	0.90
29		beplantning													0	0.00
30		bevoksning													3	1.69
35		beplantning v. P-plads													0	0.00
36		støjbælte													0	0.00
	p	skov under 2 ha	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	1.35	4	1.53	7	2.07		
25		tør mergelgrav													0	0.00
31		solitært træ													2	0.01
	q	træ eller trægruppe	0	0.00	0	0.00	1	0.01	1	0.01	2	2.45	1	0.01		
33		ruderat													2	1.43
34		højspændingsmast m.v.(>10m2)													0	0.00
37		sportspladsplæne													0	0.00
38		fællesareal i boligområde													0	0.00
39		"park" i fællesområde													0	0.00
40		andre tørre arealer													0	0.00
19-25															40	7.93
	l-q		39	7.67	51	8.04	46	7.37	39	8.54	43	14.39	35	9.60		

OMRÅDE NR. 9, BØTØ-Tabel 8.5. Hovedstandardskema

Areal - typer	m-blad 1887		m-blad 1901		m-blad 1942		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1976		Reg. 1981	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
ager	276.7	69.2	295.0	73.8	380.1	95.1	376.2	94.2	371.6	92.9	362.3	90.7	360.5	90.2
eng	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
skov	0.0	0.0	4.0	1.0	7.9	2.0	8.1	2.1	9.2	2.1	8.3	2.0	9.3	2.3
mose	114.9	28.8	90.0	22.5	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1
søer og vandhuller	0.4	0.1	0.5	0.2	0.3	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1
bebygget areal, incl. haver	0.1	0.1	0.1	0.3	0.5	0.1	0.5	0.1	2.4	0.6	2.3	0.6	2.1	0.5
vejes parkeringsol. m.v.	1.4	0.4	2.3	0.6	1.3	0.3	2.6	0.7	2.8	0.7	2.9	0.7	2.6	0.6
andre arealer	0.1	0.1	1.0	0.3	5.1	0.1	0.9	0.1	2.7	0.7	4.9	1.2	5.0	1.2
areal af linieformede småbiotoper	6.7	1.7	7.5	1.9	8.2	2.1	11.7	3.0	12.1	3.1	12.2	3.1	13.8	3.4
Samlet areal	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
linieformede														
- vejrabatter	4.6	24.0	6.3	30.1	3.3	42.7	8.6	23.2	9.2	23.3	8.1	23.2	8.2	19.6
- grøfter og vandløb	7.6	39.8	7.4	35.2	2.3	29.5	12.0	32.6	15.3	39.2	13.3	37.0	15.4	36.7
- hegn og diger	6.9	36.2	7.4	35.5	2.5	32.5	8.0	21.6	9.0	23.5	13.3	37.2	14.2	33.8
- øvrige linieformede	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	1.9	5.0	1.9	4.9	0.5	1.4	4.2	10.1
Samlet længde liniebiotoper	19.0	100.0	20.9	100.0	21.9	100.0	37.3	100.0	38.9	100.0	35.1	100.0	41.9	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	16.2	112.1	17.1	122.2	15.9	137.8	30.1	124.1	30.7	126.0	25.3	133.9	26.9	145.0
	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%
areelle																								
- skov under 2 ha	0	0.0		2	0.3	6	6	4.3	53	8	4.4	54	9	4.5	55	9	5.1	58	18	5.6	60			
- mose under 2 ha	4	1.4	1	2	1.0	1	1	0.3	100	0	0.0		1	0.1	100	0	0.0		2	0.1	100			
- søer under 2 ha	26	0.4	100	25	0.5	100	9	0.3	100	6	0.4	100	6	0.4	100	3	0.4	100	4	0.4	100			
- andet under 2 ha	1	0.1	100	1	1.0	100	4	0.1	100	4	0.3	100	6	2.7	100	7	2.7	95	5	2.7	96			
Samlede arelle biotoper	31	1.8	.	30	2.7	.	20	4.9	.	18	5.1	.	22	7.6	.	19	8.0	.	29	8.9	.			

Tabel 8.6 Standardskema: Linieformede biotoper

Felt-kode	Kort-kode	Biotoptype	m-blad 1887	m-blad 1901	m-blad 1942	Flyfoto 1954	Flyfoto 1967	4-cm-kort 1976	Feltregistrering 1981			
									1981	gnst.brd.	areal	antal
			m	m	m	m	m	m	m	m	ha	
0		græsvej							6415	3.8	2.38	13
1		rabat v. grusvej							120	1.0	0.02	1
2		rabat v. fast vej							1600	3.7	0.59	2
3		alle							0	-	0.00	0
0-3		rabatter ialt							8135			
	a	privat færdselsvej	2640	2960	6365	6150	6030	5370				
	b	offentlig bivej	1310	1840	860	470	1340	540				
	c	landevej	580	1470	1990	1900	1740	2110				
	a-c	veje ialt	4530	6270	9215	8520	9110	8040				
4		skel							4193	2.3	0.94	25
5		hegn							12029	4.2	4.95	41
	d	hegn, trærække	330	390	1990	5650	6650	9380				
6		stendige							0	-	0.00	0
8		andet dige							1514	5.2	0.79	5
	e	dige, evt. med trærække	6400	6070	4130	1290	730	760				
7		stendige							0	-	0.00	0
9		andet dige							577	6.0	0.35	4
	f	bevoksede diger	150	1000	1320	990	1410	2960				
4-9									18312			
	d-f		6880	7460	7440	7930	8990	13100				
10		skrænt							0	-	0.00	0
	g	skrænt	0	0	0	0	0	0				
32		banedæmning							0	-	0.00	0
	h	dæmning	0	0	0	0	0	0				
11		tør grøft							8020	1.9	1.48	29
12		våd grøft							5925	2.9	1.67	17
	i	grøft	5570	4670	1840	17590	17380	10780				
13		vandløb, 0.5-1.5 m							1150	11.7	1.34	2
14		vandløb, 1.5-2.0 m							0	-	0.00	0
15		vandløb > 2 m							0	-	0.00	0
	j	vandløb < 2.5 m	100	230	230	0	0	0				
	k	vandløb > 2.5 m	0	0	0	0	0	0				
0-15									41542			
	a-k		17080	18630	13725	34040	35480	51920				
		flerfoldsbiotoper	2040	3780	6090	7230	7995	9815	14103			
		landskabslinier	15040	14850	12725	26510	27485	22105	27439			

Tabel 8.7. Standardskema: Areelle biotoper

Felt-kode	Kort-kode		m-blad 1887		m-blad 1901		m-blad 1942		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1976		Reg. 1981	
			Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha
17		mose													2	0.04
	l	mose	4	1.33	2	0.93	1	0.30	0	0.00	1	0.01	0	0.00		
16		våd mergelgrav													0	0.00
18		kunstig sø													0	0.00
20		småsø													4	0.36
21		gadekær													0	0.00
23		overløbsbassin													0	0.00
24		anden våd areal biotop													0	0.00
	m	søer og vandhuller	26	0.33	25	0.44	9	0.23	6	0.36	6	0.36	3	0.33		
17		våd grusgrav													0	0.00
26		tør grusgrav													0	0.00
	n	grusgrav	1	0.09	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00		
27		gravhøj													0	0.00
	o	gravhøj	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00		
22		ellesump													0	0.00
28		remise													0	0.00
29		beplantning													11	1.30
33		bevoksning													7	4.27
35		beplantning v. P-plads													0	0.00
36		stejlbælte													0	0.00
	p	skov under 2 ha	0	0.00	2	0.25	6	4.21	8	4.40	9	4.45	9	5.05		
25		tør mergelgrav													0	0.00
31		solitært træ													0	0.00
	q	træ eller trægruppe	0	0.00	0	0.00	2	0.01	1	0.01	1	0.01	2	0.01		
33		ruderat													3	2.10
34		højspændingsmast m.v.(>10m2)													0	0.00
37		sportspladsplæne													0	0.00
38		fællesareal i boligområde													0	0.00
39		"park" i fællesområde													0	0.00
40		andre tørre arealer													2	0.76
19-25															29	8.84
	l-q		31	1.74	29	1.62	18	4.74	15	4.76	17	4.82	14	5.39		

Det er karakteristisk for området, at såvel længden af rabatter som antallet af hegn og diger var stigende indtil 1931, hvorefter en moderat, i de senere år dog stærkere, tilbagegang satte ind. Vandløb og grøfter viser en stagnation frem til 1931 efterfuldt af en ret markant tilbagegang. Samlet viser de linieformede småbiotoper en vis stigning i længde indtil 1931, hvorefter de sløjfes i en udstrækning, så de i 1981 kun udgør 2/3 af 1931-niveauet, men dog stadigvæk 90 % af 1882-niveauet.

8.2.2 Område 9: Bøtø

BØTØ

Allerede i 1887 var området stærkt præget af den i 1860 igangsatte afvanding af Bøtø nor, som dog stadigt (som mose) bredte sig over hele den vestlige del af området. I 1887 var den østligste halvdel af dette område (mellem 0 og -1 meter) blevet inddraget til dyrkning, mens den vestligste del forsat henlå som søer og sumpede områder. Småbiotopmæssigt var det nyindvundne land på dette tidspunkt præget udelukkende af nogle få store afvandingskanaler, der samtidigt fungerede som afvandingskanaler for det lavtliggende, af marint forland opbyggede, Bøtø. Også her var der mange grøfter, der suppleredes med en del diger. Kun få af disse var bevoksede og da oftest i form af spredt beplantning (trærækker). Endvidere var der på selve Bøtø placeret en del mergelgrave.

Frem til 1901 anlagdes på det inddæmmede område en del diger, og man påbegyndte opførelsen af brede bånd af læbeplantninger, der senere er blevet så karakteristiske for området. På Bøtø skete der også en vis udbygning af det linieformede biotopnet: Der anlagdes nye diger og en del eksisterende diger tilplantedes. I et delområde fjernedes allerede på det tidspunkt mergelgrave, der ikke lå i ejendomsskel.

Frem til 1942 gennemførtes den endelige afvanding og indvinding af de resterende søog sumpområder i Bøtø nor. Herved forøgedes især grøfte- og kanallængden, ligesom tilplantningen i brede bånd fortsattes. Men samtidigt pågik der i resten af området en reduktion i længden af grøfter som følge af rørlægning. En del vandhuller blev opfyldt. Derimod ændredes dige- og hegnsstrukturen ikke nævneværdigt.

Under og efter krigen skete der voldsomme ændringer i området. Tydeligvis på grund af afvandingsproblemer i den østlige del af de indæmmede arealer anlagdes et tæt net af grøfter i hældningsretningen samt yderligere en tværgående grøft i tilknytning til opretelsen af en kørevej. Herved 3-dobledes længden af grøfter og vandløb i området. Ved denne og de tidligere kanalsystemer plantedes fortsat, men især siden slutningen af 1960´erne, en del hegn. På selve Bøtø rørlagdes samtidigt alle eksisterende grøfter og kun enkelte vandhuller levnedes tilbage. Samtidigt er hegnene blevet udbygget, mest i N-S-gående retning. Denne udvikling er tydeligvis fortsat i de senere år, ligesom der er sket en fortsat forøgelse af antallet af beplantninger og bevoksninger.

8.2.3 Område 10: Højreby

HØJREBY

Højreby er nok det mest klare eksempel på et område, der fra at have været præget af en tæt, omend ikke særlig varieret biotopstruktur, i dag fremstår som næsten totalt rippet for småbiotoper i et i øvrigt fladt og ensformigt agerland.

Indtil midten af 1800-tallet lå størstedelen af området hen som fælles overdrev, der bredte sig ned mod Rødby fjord, hvis nordlige arme strakte sig ind i områdets sydlige del. Ved den tid udskiftedes jorden, og inddæmningen af fjorden igangsattes. Det var dog først efter stormfloden i 1872 (som oversvømmede hele området bortset fra det højstliggende område ved Askø), at inddæmningen og tørlægningen fik et sådant omfang, at en omfattende opdyrkning kunne finde sted.

Det på Lolland dominerende kobbelbrug vandt også her udbredelse, således at næsten hver eneste mark blev omgivet af diger, hegn eller grøfter. Den almindelige gjærdsel var her diger med rækker af stynede piletræer, der dannede grundlag for opførelsen af flettede pilehegn (se fig. 8.1). Sådanne og andre hegn, oftest angivet med signatur for træræk-ke, strakte sig over 32 km i området, altså med en tæthed på over 8 km./kv.km.. Hertil kom en tæthed på næsten 4 km/kv.km af grøfter og vandløb samt næsten 3 km. veje. Den samlede længde af linieformede biotoper var på over 11 km/kv.km, hvoraf endvidere næsten 1/3 var flerfoldsbiotoper - typisk dige med flethegn og grøft ved siden af.

OMRÅDE NR. 10, HØJREBY Tabel 8.8. Hovedstandardskema

Areal - typer	m-blad 1889		m-blad 1905		m-blad 1942		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1976		Reg. 1981	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
ager	335.4	83.9	335.2	84.0	358.2	89.6	364.5	91.2	369.0	92.3	373.0	93.3	373.4	93.4
eng	19.0	4.8	19.2	4.8	1.9	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
skov	0.9	0.9	0.9	0.9	0.1	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1
mose	0.3	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1
søer og vandhuller	2.8	0.7	2.8	0.8	2.5	0.7	1.7	0.5	1.5	0.4	0.8	0.2	0.8	0.2
bebygget areal, incl. haver	10.0	2.5	10.3	2.6	15.9	4.3	17.9	4.5	16.5	4.2	19.9	4.2	19.8	4.6
veje, parkeringspl. m.v.	4.1	1.1	4.1	1.1	3.5	0.7	3.1	0.8	3.1	0.8	2.7	0.7	2.9	0.7
andre arealer	7.0	1.8	6.2	1.6	0.3	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.3	0.1
areal af linieformede småbiotoper	22.0	5.5	20.9	5.2	15.9	4.3	12.3	3.1	9.7	2.5	6.5	1.7	5.8	1.5
Samlet areal	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
linieformede														
- vejrabatter	10.5	18.3	10.8	21.0	9.6	32.8	8.0	31.5	8.0	34.6	5.8	42.6	6.2	43.7
- grøfter og vandløb	15.1	26.3	17.0	33.0	11.6	39.4	8.8	34.9	7.7	33.0	6.5	47.5	6.3	44.7
- hegn og diger	26.3	45.8	18.1	35.2	4.9	16.3	3.6	14.2	3.0	12.9	1.5	11.1	0.8	5.7
- øvrige linieformede	6.1	11.0	6.0	11.7	4.4	14.9	5.5	21.7	4.9	21.2	0.2	1.3	0.9	6.1
Samlet længde liniebiotoper	57.9	100.0	51.7	100.0	29.9	100.0	25.8	100.0	23.5	100.0	14.0	100.0	14.1	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	44.9	129.0	39.4	131.3	23.6	126.6	22.2	116.4	20.5	114.4	13.2	105.6	13.6	104.0
	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%
areelle																					
- skov under 2 ha	0	0.0		1	0.7	100	1	0.1	100	3	0.4	100	4	0.4	100	4	0.4	100	4	0.4	100
- mose under 2 ha	2	0.3	100	2	0.3	100	1	0.1	100	2	0.1	100	2	0.1	100	0	0.0		1	0.1	100
- søer under 2 ha	112	2.8	100	113	2.9	100	192	2.5	100	78	1.7	100	68	1.5	100	29	0.8	100	32	0.8	100
- andet under 2 ha	0	0.0	0	0	0.0	0	12	0.3	100	13	0.3	100	10	0.1	100	13	0.3	100	7	0.3	100
Samlede areelle biotoper	114	3.0	.	116	3.7	.	116	2.8	.	96	2.5	.	84	2.0	.	46	1.4	.	44	1.5	.

Tabel 8.9. Standardskema: Linieformede biotoper

Felt-kode	Kort-kode	Biotoptype	m-blad 1889	m-blad 1905	m-blad 1942	Flyfoto 1954	Flyfoto 1967	4-cm-kort 1976	Feltregistrering 1981		
									1981	gnsl.brd.	arealantal
			m	m	m	m	m	m	m	m	ha
0		græsvej							2041	3.2	0.64	10
1		rabat v. grusvej							580	2.9	0.17	2
2		rabat v. fast vej							3330	3.3	1.09	10
3		alle							40	7.0	0.03	1
0-3		rabatter ialt							5991			
	a	privat færdselsvej	5515	5861	5360	4126	4161	1875				
	b	offentlig bivej	520	520	610	580	580	490				
	c	landevej	4450	4365	3610	3240	3240	3430				
	a-c	vveje ialt	10485	10746	9580	7946	7981	5795				
4		skel							789	0.7	0.06	6
5		hegn							739	3.4	0.25	9
	d	hegn, trærække	7000	6985	2745	1703	1959	1539				
6		stendige							0	-	0.00	0
8		andet dige							0	-	0.00	0
	e	dige, evt. med trærække	24921	16879	2857	1975	1215	135				
7		stendige							0	-	0.00	0
9		andet dige							0	-	0.00	0
	f	bevoksede diger	350	0	0	200	180	0				
4-9									1528			
	d-f		32271	23864	5602	3883	3353	1674				
10		skrænt							0	-	0.00	0
	g	skrænt	0	0	0	0	0	0				
32		banedæmning							0	-	0.00	0
	h	dæmning	0	0	3150	1555	0	0				
11		tør grøft							1211	2.5	0.30	3
12		våd grøft							1050	3.7	0.39	2
	i	grøft	12168	13716	6252	3604	2242	1462				
13		vandløb, 0.5-1.5 m							1240	4.8	0.85	2
14		vandløb, 1.5-2.0 m							2790	8.1	2.24	2
15		vandløb > 2 m							0	-	0.00	0
	j	vandløb < 2.5 m	0	0	0	1410	1550	2790				
	k	vandløb > 2.5 m	2670	2670	4020	2540	2540	940				
0-15									13810			
	a-k		57594	50996	28604	20938	17706	12661				
		flerfoldsbiotoper	12975	12305	6255	3617	2938	725	155			
		landskabslinier	44619	38691	22349	17321	14768	11936	13655			

Tabel 8.10. Standardskema: Areelle biotoper

Felt-kode	Kort-kode		m-blad 1889		m-blad 1905		m-blad 1942		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1976		Reg. 1981	
			Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha
19		mose													1	0.07
	l	mose	2	0.22	2	0.22	1	0.08	2	0.09	2	0.08	0	0.00		
16		våd mergelgrav													27	0.62
18		kunstig sø													0	0.00
20		småsø													0	0.00
21		gadekær													0	0.00
23		overløbsbassin													0	0.00
24		anden våd areal biotop													0	0.00
	m	søer og vandhuller	112	2.74	113	2.81	102	2.41	78	1.67	68	1.46	29	0.73		
17		våd grusgrav													0	0.00
26		tør grusgrav													0	0.00
	n	grusgrav	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00		
27		gravhøj													0	0.00
	o	gravhøj	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00		
22		ellesump													0	0.00
28		remise													0	0.00
29		beplantning													1	0.04
30		bevoksning													2	0.15
35		beplantning v. P-plads													0	0.00
36		støjbælte													0	0.00
	p	skov under 2 ha	0	0.00	1	0.65	1	0.02	3	0.39	4	0.37	4	0.37		
25		tør mergelgrav													1	0.04
31		solitært træ													3	0.01
	q	træ eller trægruppe	0	0.00	0	0.00	11	0.03	11	0.06	9	0.06	11	0.06		
33		ruderat													1	0.20
34		højspændingsmast m.v.(>10m2)													0	0.00
37		sportspladsplæne													0	0.00
38		fællesareal i boligområde													0	0.00
39		"park" i fællesområde													0	0.00
40		andre tørre arealer													2	0.04
19-25															38	1.14
	l-q		114	2.96	116	3.68	115	2.53	94	2.20	83	1.94	44	1.15		

Med udbredelsen af merglingen var det efterhånden også blevet almindeligt, at der knyttede sig mergelgrave til en meget stor del af markerne i de områder, hvor jordbunden var tjenlig dertil. Mergelgravene lå i 1889 med en tæthed på 28 pr. kv.km. Med undtagelse af 2 små mosehuller var der herudover ingen andre typer af areelle småbiotoper i området.

Allerede omkring århundredeskiftet kan spores en udtynding i pilehegnene. De store pile og popler mentes at skade sukkerroedyrkningen, der vandt frem på den tid. Som følge heraf indførtes ståltråds- (især pigtråds-) hegn. (Det er et interessant kartografisk fænomen , at indførelsen af ståltrådshegn i området er blevet opfattet som en så klar videreførelse af det flettede hegns funktion, så de er søgt fastholdt med en særlig signatur på 1905-målebordsbladet, som man i øvrigt ikke har kendskab til på Geodætisk Institut!).

Først efter århundredeskiftet blev oppumpningen og dræningssystemet så udviklet, at de sidste større engområder kunne opdyrkes. Op mod 2. verdenskrig intensiveredes dræningen og ca. halvdelen af de hidtidige grøfter blev rørlagt. I 1942 var kun 1/6 af de i 1889 eksisterende hegn og diger tilbage. Længden af vandløb og vejrabatter bevaredes, mens antallet af mergelgrave kun svandt ind med under 10 %. Sløjfningen af de mange hegn og træ rækker efterlod endvidere nogle enligtstående træer og trægrupper.

Siden krigen er der sket et fortsat fald i længden af grøfter, hegn og diger, og efter 1967 yderligere en indskrænkning i længden af markvejsrabatter. Nedlæggelsen af mergelgrave gik for alvor igang efter krigen, og accellereredes tydeligvis efter 1967.

Tilbage står næsten kun områdets to gennemskærende vandløb (der i øvrigt er så regulerede, at de må siges at have karakter af grøfter), samt nogle større grøfter i det lavestliggende sydlige område. Endvidere ses nogle få små beplantninger, der alle er anlagt i dette århundrede. De få tilbageværende hegn og grøfter ligger iøvrigt alle i ejendomsskel. Mergelgravenes antal udgør i 1981 kun 14% af antallet på første kortblad.

8.2.4 Område 12: Glamsbjerg

GLAMSBJERG

Glamsbjerg er beliggende på Fyn og adskiller sig derved fra de øvrige fire områder, der indgår i den historiske registrering, ved dels at have et relativt højt biotopindhold, dels ved at de senere års strukturudvikling er mindre fremskreden. Ikke mindst set i forhold til de to foregående områder, der har været præget af inddæmningsarbejder, forekommer udviklingen i Glamsbjerg at have været relativt moderat.

I 1865 udgjorde eng og mose mere end 6% af arealet. Det var i 1923 kun faldet til 5% og holdt sig på dette niveau frem til 1946, hvorefter afvandingen fortsatte. I 1981 var det nede på 4% af arealet. Antalsmæssigt er moserne dog gået frem fra 5 i 1865 til 9 i 1981.

Omvendt forholder det sig med de træbevoksede tørre areelle. Skovarealet er stort og er steget fra 4.6 ha. i 1865 til 5.4 ha. i 1981. Antalsmæssigt er stigningen større. Fra 8 i 1865 er den efter anden verdenskrig øget til ikke mindre end 25 i 1981.

For de areelle biotopers samlede antal og areal er situationen i 1981 næsten uforandret i forhold til 1865.

For de linieformede biotoper har der derimod været tale om væsentlige indskrænkninger. Fra 11 km.pr.kv.km. i 1865 er tætheden faldet til til 6.5 km.pr.kv.km.. Dette skyldes især en omfattende nedlæggelse af diger, der er foregået gennem hele perioden, men især synes den at have været voldsom lige efter anden verdenskrig, således at den samlede længde af hegn og diger i 1981 kun udgjorde det halve af, hvad den var i 1865.

Også grøfternes samlede længde er blevet halveret, men kvantitativt spiller de en langt ringere rolle i området, og deres tilbagegang foregik hovedsageligt før anden verdenskrig.

Ændringer i de trafikale anlæg har haft indflydelse på småbiotopudviklingen i området. Nedlæggelsen af jernbanen (mellem 1923 og 1946) fører til, at 2.1 km. banedæmning i 1981 er skrumpet ind til 320 m.. For vejene er der sket en samlet tilbagegang til 60% af længden i 1865, men 3/4 heraf skyldes alene tilbagegang i markvejenes samlede længde.

OMRÅDE NR. 12, GLAMSBJERG Tabel 8.11. Hovedstandardskema

Areal - typer	m-blad 1865		m-blad 1923		m-blad 1946		Flyfoto 1954		Flyfoto 1971		4-cm-kort 1974		reg. 1981	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Ager	337.6	84.4	340.6	85.2	343.7	86.0	348.8	87.2	353.0	88.3	353.6	88.4	353.4	88.4
eng i	14.3	3.6	6.8	1.7	5.3	1.4	1.3	0.4	0.7	0.2	2.2	0.6	0.7	0.2
skov	9.4	2.4	10.6	2.7	10.2	2.6	13.4	3.4	13.9	3.5	15.3	3.9	14.0	3.5
mose	10.7	2.7	13.4	3.4	13.7	3.5	3.3	0.9	2.6	0.7	0.7	0.2	3.2	0.8
søer og vandhuller	1.3	0.4	0.5	0.2	2.6	0.7	2.5	0.6	2.2	0.3	1.5	0.4	3.1	0.8
bebygget areal, incl. haver	6.3	1.6	6.4	1.6	8.0	2.0	9.5	2.4	10.4	2.6	10.4	2.6	9.5	2.4
veje, parkeringspl. m.v.	4.7	1.2	4.9	1.3	5.2	1.3	5.3	1.4	5.0	1.3	4.5	1.2	5.0	1.3
andre arealer	0.1	0.1	0.9	0.3	0.6	0.2	1.2	0.3	0.7	0.2	0.4	0.1	1.3	0.4
areal af linieformede småbiotoper	14.0	4.0	16.3	4.1	13.1	3.3	14.6	3.7	11.2	2.8	9.6	2.4	10.2	2.6
Samlet areal	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
linieformede														
- vejrabatter	15.5	29.8	15.5	34.4	15.8	38.5	15.4	36.8	14.0	32.2	11.8	38.4	12.7	40.3
- grøfter og vandløb	4.1	7.9	3.4	7.6	2.3	5.7	3.1	7.4	2.4	6.7	2.3	7.3	2.1	6.5
- hegn og diger	29.8	57.6	24.5	54.6	22.7	55.4	18.4	44.0	19.3	45.2	17.5	56.2	15.1	47.4
- øvrige linieformede	3.5	6.8	2.5	5.6	1.0	2.3	5.5	13.0	3.4	9.5	0.7	2.0	2.3	7.2
Samlet længde liniebiotoper	52.8	100.0	45.8	100.0	41.7	100.0	42.2	100.0	35.0	100.0	31.9	100.0	31.8	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	44.2	119.5	38.6	118.8	34.6	120.5	34.5	122.5	27.6	121.7	25.9	123.3	26.2	121.8
	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%
arelle																														
- skov under 2 ha	8	4.4	49	8	3.3	31	5	2.9	28	17	4.4	32	25	5.7	41	20	6.4	42	25	5.1	36
- mose under 2 ha	5	4.5	42	4	2.5	18	1	1.3	9	6	3.3	105	1	0.6	100	1	0.7	100	9	3.2	100
- søer under 2 ha	42	1.3	100	18	0.5	100	9	0.6	100	11	0.9	28	5	0.8	24	8	1.3	36	4	0.9	28
- andet under 2 ha	2	0.1	100	12	0.9	94	8	0.6	90	13	1.1	95	7	0.6	91	7	0.4	100	14	1.3	100
Samlede arelle-biotoper	57	10.4	.	42	7.0	.	23	5.2	.	47	9.5	.	42	9.6	.	36	8.7	.	52	10.3	.

Tabel 8.12. Standardskema: Linieformede biotoper

Felt-kode	Kort-kode	Biotoptype	m-blad 1865	m-blad 1923	m-blad 1946	Flyfoto 1954	Flyfoto 1971	4-cm-kort 1974	Feltregistrering 1981 1981	gnst.brd.	areal	antal
			m	m	m	m	m	m	m		ha	
0		græsvej							4640	2.0	0.92	18
1		rabat v. grusvej							500	1.5	0.09	1
2		rabat v. fast vej							4060	3.4	1.36	7
3		alle							40	10.0	0.04	1
0-3		rabatter ialt							9240			
	a	privat færdselsvej	9600	9545	8545	7700	6350	4375				
	b	offentlig bivej	3750	2900	4300	4450	4450	4500				
	c	landevej	2060	2980	2880	3170	3120	3060				
	a-c	veje ialt	15410	15425	15725	15320	13920	11755				
4		skel							1775	2.3	0.40	24
5		hegn							12215	4.1	4.97	95
6	d	hegn, trærække stendige	7210	3110	3620	7180	7485	9050	0	-	0.00	0
8		anget dige							160	2.8	0.05	2
7	e	dige, evt. med trærække stendige	5020	3670	4185	2265	1090	440	80	2.0	0.02	1
9		andet dige							1950	4.0	0.77	5
	f	bevoksede diger	21050	17685	14995	8415	7710	7740				
4-9									16130			
	d-f		33280	24465	22800	18360	16285	17230				
10		skrænt							150	1.0	0.02	1
32	g	skrænt banedæmning	0	355	150	40	0	300	320	15.0	0.48	1
11	h	dæmning tør grøft	0	2140	630	2010	670	170	30	6.0	0.02	1
12	i	våd grøft grøft	4065	3395	2325	3060	2375	2230	1610	2.9	0.47	9
13		vandløb, 0.5-1.5 m							0	-	0.00	0
14		vandløb, 1.5-2.0 m							0	-	0.00	0
15		vandløb > 2 m							0	-	0.00	0
	j	vandløb < 2.5 m	0	0	0	0	0	0				
	k	vandløb > 2.5 m	0	0	0	0	0	0				
0-15									27530			
	a-k		52755	45780	41630	33790	33250	31685				
		flerfoldsbiotoper	8595	7240	7065	7730	6370	6005	3972			
		landskabslinier	44160	38540	34565	31060	26360	25680	24458			

Tabel 8.13. Standardskema: Areelle biotoper

Felt-kode	Kort-kode		m-blad 1865		m-blad 1923		m-blad 1946		Flyfoto 1954		Flyfoto 1971		4-cm-kort 1974		Reg. 1981	
			Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha
10		mose													10	3.31
	l	mose	5	4.49	4	2.46	1	1.28	6	3.21	5	2.56	1	0.70		
16		våd mergelgrav													1	0.03
18		kunstig sø													0	0.00
20		småsø													3	0.84
21		gadekær													0	0.00
23		overløbsbassin													0	0.00
24		anden våd areal biotop													0	0.00
	m	søer og vandhuller	41	1.21	18	0.46	9	0.52	11	0.85	5	0.71	8	1.24		
17		våd grusgrav													0	0.00
26		tør grusgrav													3	0.06
	n	grusgrav	2	0.11	8	0.57	4	0.30	4	0.53	2	0.30	2	0.22		
27		gravhøj													0	0.00
	o	gravhøj	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00		
22		ellesump													0	0.00
29		remise													0	0.00
22		beplantning													7	1.03
30		bevoksning													17	3.84
35		beplantning v. P-plads													0	0.00
34		støjbælte													0	0.00
	p	skov under 2 ha	8	4.54	8	3.26	5	2.82	19	4.38	25	5.66	20	6.37		
25		tør mergelgrav													4	0.27
31		solitært træ													0	0.00
	q	træ eller trægruppe	1	0.03	4	0.32	4	0.23	7	0.42	5	0.30	5	0.19		
33		ruderat													4	0.84
36		højspændingsmast m.v.(>10m2)													0	0.00
37		sportspladsplæne													0	0.00
38		fællesareal i boligområde													0	0.00
39		"park" i fællesområde													0	0.00
40		andre tørre arealer													1	0.07
19-25															50	10.21
	l-q		57	10.37	42	7.00	23	5.14	47	9.42	42	9.51	36	8.70		

Udviklingen for de linieformede biotoper hænger i dette område især sammen med nedlæggelse af biotoper inde på den enkelte ejendom, hvilket har reduceret den samlede længde af "landskabslinier" til 55% af, hvad den var i 1865.

8.2.5 Område 13: Bramsnæs

BRAMSNÆS

Bramsnæs er karakteristisk ved at være det af de fem områder, der på det ældste kortblad var det stærkest opdyrkede (92.7% ager). I samklang hermed har biotopudviklingen været relativt moderat. Eng og mose har på intet tidspunkt i undersøgelsesperioden udgjort mere end 2.5% af arealet. Skov findes næsten ikke i området.

For de areelle småbiotoper er den mest markante ændring den reduktion i mergelgravenes antal, der især satte ind efter 1932. Udvidelse af grusgravene i områdets sydlige del har haft stor betydning for det samlede areal af de areelle. For de areelle biotoper under et er det samlede antal reduceret til 70%, men det samlede areal er gået 20% frem.

Hvad angår trafikale anlægs indflydelse, har etableringen af midtsjællandsbanen omkring 1920 haft betydning. Men nedlæggelsen i 1926 har dog ikke bevirket en efterfølgende indskrænkning, idet den oprindelige banedæmning stort set er intakt som småbiotop betragtet. For vejene er der ligesom i Glamsbjerg sket en samlet reduktion til 60% over undersøgelsesperioden. Også her skyldes hovedparten af indskrænkningen tilbagegang for de mindste vejkategorier.

Som i Glamsbjerg er der også i Bramsnæs sket noget nær en halvering af den samlede længde af landskabslinier. Men i Bramsnæs er den overvejende forårsaget af en omfattende fjernelse af grøfter i 1900-tallets første halvdel.

Når den samlede reduktion af linieformede frem til 1981 ikke fremstår som større, er det delvis resultat af et artefakt - skel er ikke aftegnet på kortene. Dette er særligt fremtrædende i Bramsnæsområdet, hvor 42% af skellene ikke på noget tidspunkt har været registreret på kortblade (som hegn, diger el.andet). Dette forrykker dog kun den samlede reduktion af landskabslinier fra 59% til 55%.

OMRÅDE NR. 13, BRAMSNÆS Tabel 8.14. Hovedstandardskema

Areal - typer	m-blad 1896		m-blad 1912		m-blad 1932		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1973		Reg. 1981	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
ager	370.5	92.7	371.8	93.0	354.7	88.7	336.2	84.1	333.7	83.5	353.2	88.3	369.0	92.3
eng	1.3	0.4	1.7	0.5	1.1	0.3	1.5	0.4	1.6	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
skov	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.2	0.2	0.1	1.9	0.5	2.0	0.5	2.6	0.7
mose	6.1	1.6	5.9	1.5	4.5	1.1	7.1	1.8	8.0	2.0	5.4	1.4	5.6	1.4
søer og vandhuller	2.4	0.6	2.0	0.5	3.2	0.8	2.0	0.5	3.4	0.9	2.9	0.8	3.2	0.8
bebygget areal, incl. haver	7.9	2.0	7.8	2.0	4.6	1.1	11.2	2.8	12.6	3.2	10.9	2.8	10.9	2.8
veje, parkeringspl. m.v.	3.0	0.8	2.9	0.8	2.7	0.7	2.9	0.7	2.5	0.7	2.6	0.6	2.4	0.6
andre arealer	0.9	0.3	1.0	0.3	0.6	0.2	1.7	0.5	1.2	0.3	1.3	0.4	0.9	0.3
areal af linieformede småbiotoper	8.2	2.1	7.4	1.9	24.8	6.2	36.1	9.6	35.5	8.9	22.3	5.6	5.8	1.5
Samlet areal	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0	400	100.0

Småbiotoper i agerlandet	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
linieformede														
- vejrabatter	8.0	33.0	8.3	35.8	7.7	36.3	7.6	32.5	6.1	29.9	5.9	35.9	5.7	32.5
- grøfter og vandløb	8.0	29.4	7.3	31.5	5.6	26.4	2.5	10.7	2.3	11.3	1.8	10.9	1.1	6.9
- hegn og diger	7.3	26.6	7.5	32.2	6.6	31.1	6.1	26.1	5.0	24.5	5.6	43.6	4.0	22.7
- øvrige linieformede	1.6	6.0	0.7	2.9	1.5	7.1	7.4	31.6	7.1	34.8	1.7	10.9	6.8	38.1
Samlet længde liniebiotoper	27.7	100.0	23.6	100.0	21.2	100.0	23.4	100.0	20.4	100.0	15.6	100.0	17.4	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	23.5	117.8	20.2	117.0	18.1	117.1	20.3	115.2	17.6	116.6	12.5	124.8	15.3	113.7

	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%
areelle																					
- skov under 2 ha	0	0.0		0	0.0		1	0.6	100	2	0.2	100	3	1.0	50	2	1.0	51	3	1.6	62
- mose under 2 ha	11	6.1	100	12	5.9	100	10	4.4	100	14	7.1	100	10	8.0	100	9	5.4	100	14	5.6	100
- søer under 2 ha	48	2.4	100	42	2.0	100	39	3.2	100	22	2.0	100	17	3.4	100	16	2.9	100	18	3.2	100
- andet under 2 ha	11	0.9	100	12	1.0	100	11	0.5	100	15	1.7	100	14	1.2	100	9	1.3	100	14	0.9	100
Samlede arelle biotoper	70	9.4	.	66	8.8	.	61	8.5	.	53	10.9	.	46	13.4	.	36	10.5	.	49	11.2	.

Tabel 8.15. Standardskema: Linieformede biotoper

Felt-kode	Kort-kode	Biotoptype	m-blad 1896	m-blad 1912	m-blad 1932	Flyfoto 1954	Flyfoto 1967	4-cm-kort 1973	Feltregistrering 1981			
									1981	gnst.brd.	areal	antal
			m	m	m	m	m	m	m	m	ha	
0		græsvej							920	2.4	0.22	3
1		rabat v. grusvej							920	1.7	0.16	4
2		rabat v. fast vej							3560	3.9	1.36	7
3		alle							0	-	0.00	0
0-5		rabatter ialt							5400			
	a	privat færdselsvej	4378	3805	3220	3340	1690	1220				
	b	offentlig bivej	3060	3060	3060	2840	2420	2430				
	c	landevej	1390	1390	1350	1350	1940	1900				
	a-c	veje ialt	8828	8255	7630	7530	6050	5550				
4		skel							5538	1.7	0.90	25
5		hegn							2184	3.5	0.77	18
6	d	hegn, trærække	2545	800	750	1856	1956	1355				
8		stendige							0	-	0.00	0
		andet dige							1542	2.1	0.33	3
7	e	dige, evt. med trærække	4523	4716	4416	3248	2922	3159				
9		stendige							0	-	0.00	0
		andet dige							190	3.8	0.08	2
	f	bevoksede diger	3734	2196	1576	1110	280	2953				
4-9									9454			
	d-f		10852	7712	6742	6214	5158	7467				
10		skrænt							0	-	0.00	0
	g	skrænt	0	360	360	0	0	0				
32		banedæmning							1060	13.0	1.38	1
	h	dæmning	0	0	962	1669	1577	908				
11		tør grøft							80	4.0	0.04	1
12		våd grøft							560	3.2	0.18	2
	i	grøft	7393	6668	5508	2040	1860	1198				
13		vandløb, 0.5-1.5 m							380	3.0	0.12	1
14		vandløb, 1.5-2.0 m							0	-	0.00	0
15		vandløb > 2 m							0	-	0.00	0
	j	vandløb < 2.5 m	0	0	0	0	0	0				
	k	vandløb > 2.5 m	0	0	0	0	0	0				
0-15									16934			
	a-k		27073	22995	21202	17453	14645	15123				
		flerfoldsbiotoper	4173	3420	3070	3150	2916	3076	515			
		landskabslinier	22900	19575	18132	14303	11729	12047	16419			

Tabel 8.16. Standardskema: Areelle biotoper

Felt-kode	Kort-kode		m-blad 1896		m-blad 1912		m-blad 1932		Flyfoto 1954		Flyfoto 1967		4-cm-kort 1973		Reg. 1981	
			Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha
19		mose														
	l	mose	11	6.30	11	5.75	9	4.39	13	6.97	19	7.76	9	5.31	13	5.53
16		våd mergelgrav														
18		kunstig sø													14	0.81
20		smøsø													0	0.00
21		gødekar													34	1.27
23		overløbsbassin													0	0.00
24		anden våd areal biotop													0	0.00
	m	søer og vandhuller	48	2.33	42	1.93	39	3.11	27	1.91	19	2.01	14	1.89	0	0.00
17		våd grusgrav														
26		tør grusgrav													2	1.04
	n	grusgrav	3	0.52	5	0.71	3	0.29	4	1.33	4	1.52	4	2.10	5	0.64
27		gravhøj														
	o	gravhøj	6	0.29	5	0.14	5	0.14	5	0.12	5	0.12	5	0.11	5	0.11
22		ellesump														
28		remise													1	0.06
29		beplantning													0	0.00
30		bevoksning													2	1.45
35		beplantning v. P-plads													3	0.13
36		støjbælte													0	0.00
	p	skov under 2 ha	0	0.00	1	0.05	2	0.60	3	0.27	3	0.94	2	0.98	0	0.00
25		tør mergelgrav														
31		solitært træ													4	0.12
	q	træ eller trægruppe	1	0.04	1	0.04	2	0.07	4	0.12	4	0.12	2	0.07	0	0.00
33		ruderal														
34		højspændingsmast m.v.(>10m2)													1	0.01
37		sportsoladsplæne													0	0.00
38		fællesareal i boligområde													0	0.00
39		"park" i fællesområde													0	0.00
40		andre tørre arealer													0	0.00
															1	0.02
19-25															49	11.17
	l-q		69	9.27	65	8.63	60	8.41	51	10.73	44	13.27	36	10.45		

8.2.6 Sammenligning mellem de 5 områder

Da forskellen i resultaterne opnået med forskellige metoder (kort/foto/felt) er nøjere diskuteret andetsteds (bl.a. i forb.med tabel 5.2) skal en opsummerende sammenligning mellem udviklingen i de fem områder her alene begrænses til at gå frem til 4-cm.kortet.

Tabel 8.20 De 5 historisk undersøgte områders biotopindhold på seneste 4-cm.kort udtrykt som procent af indholdet på målebordsbladet fra ca.1884.

	Tåge-rup	Bøtø	Høj-reby	Glams-bjerg	Brams-næs	Gen.sn. ex.Bøtø
Vejrabatter	96	177	55	76	63	72
Grøfter og vandløb	67	190	35	40	16	40
Hegn og diger	109	190	5	52	69	59
Moser:antal	57	0	0	20	82	40
areal	104	0	0	16	87	52
Søer*:antal	41	11	26	23	35	31
areal	73	80	27	111	140	88
Bev.*:antal	220	¨	¨	278	400	¨
areal	1034	¨	¨	144	2625	¨
Alle :antal	89	45	39	63	52	61
are.	125	310	39	84	113	90

* "Søer" omfatter her også vandhuller og grusgrave,
* "Bev." omfatter ellesump, remise, beplantning og bevoksning.
¨ Angiver at den procentuelle forandring ikke kan opgøres, da typen ikke fandtes på ældste kort.

Bøtøområdets på alle punkter afvigende udvikling fremgår tydeligt af tabel 8.20. For de øvrige områder er der generelt tale om tilbagegang for alle biotoptyper undtaget de bevoksede tørre areelle. Det er især de våde biotoptyper, der er gået tilbage: Stærkest søer og vandhuller dernæst moser, grøfter og vandløb. Også de øvrige linieformede har været i tilbagegang. For alle areelle gælder, at den gennemsnitlige størrelse af de enkelte biotoper er øget, selvom der også for areelle under et er tale om en både antalsmæssig og arealmæssig tilbagegang.

Om forskelle mellem områderne iøvrigt kan det bemærkes at Tågerup på alle punkter har haft en mindre tilbagegang end de øvrige 3,

OMRÅDE NR. 2, 9, 10, 12 OG 13, HISTORISKE OMRÅDER

Tabel 8.17. Hovedstandardskema

Areal - typer	m-blad 1884		m-blad 1907		m-blad 1939		Flyfoto 1954		Flyfoto 1968		4-cm-kort 1974		Reg. 1981	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
ager	1679.2	84.0	1701.6	85.1	1775.5	88.8	1781.5	89.1	1778.4	88.9	1807.1	90.4	1827.5	91.3
eng	50.3	2.6	41.9	2.1	21.0	1.1	18.6	1.3	17.5	0.9	9.9	0.5	0.7	0.0
skov	9.4	0.5	15.2	0.8	19.6	1.0	23.4	1.2	25.3	1.3	23.4	1.2	32.1	1.6
mose	137.7	6.9	116.2	5.8	25.9	1.3	17.1	0.9	14.9	0.7	12.1	0.6	12.4	0.6
søer og vandhuller	8.5	0.5	6.3	0.4	5.9	0.4	7.3	0.4	11.9	0.6	9.6	0.5	9.1	0.4
bebygget areal, incl. haver	31.6	1.6	32.7	1.7	42.3	2.2	48.1	2.5	51.1	2.6	53.5	2.8	54.9	2.7
veje, parkeringspl. m.v.	15.6	0.8	17.2	0.9	19.7	0.9	16.6	0.8	15.9	0.8	14.6	0.8	14.8	0.7
andre arealer	8.3	0.5	9.5	0.5	1.8	0.1	3.7	0.2	7.3	0.4	7.9	0.4	10.3	0.5
areal af linieformede småbiotoper	60.0	3.0	59.8	3.0	71.7	3.6	84.3	4.3	75.6	3.8	57.2	2.9	41.0	2.1
Samlet areal	2000	100.0	2000	100.0	2000	100.0	2000	100.0	2000	100.0	2000	100.0	2000	100.0
Småbiotoper i agerlandet	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
linieformede														
- vejrabatter	46.5	26.5	50.7	30.9	52.5	37.4	48.8	32.1	44.3	31.8	38.1	33.0	38.1	28.5
- grøfter og vandløb	42.0	23.9	40.8	24.9	33.8	24.0	37.5	24.7	35.1	25.2	28.7	24.8	39.0	29.2
- hegn og diger	78.7	44.8	65.0	39.6	49.9	35.6	43.9	28.9	41.5	29.8	45.0	39.0	37.1	27.8
- øvrige linieformede	11.4	6.5	9.5	5.8	7.3	5.0	22.0	14.5	18.5	13.3	2.9	2.5	19.3	14.5
Samlet længde liniebiotoper	178.5	100.0	165.9	100.0	140.3	100.0	152.1	100.0	139.3	100.0	115.6	100.0	133.5	100.0
Samlet længde landskabslinier og liniebiotoper i % heraf	148.4	120.3	135.6	122.4	114.1	12 .7	127.2	119.6	116.0	120.1	92.5	125.0	99.6	134.0
	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%	antal	ha	%
areelle																																				
- skov under 2 ha	8	4.6	49	11	4.2	27	13	7.6	41	33	10.7	46	45	13.0	50	42	14.9	52	53	14.4	45			
- mose under 2 ha	29	18.0	13	34	16.3	14	27	12.5	50	32	17.1	100	29	16.9	100	14	12.1	100	37	12.2	100			
- søer under 2 ha	250	8.3	100	221	6.3	130	179	5.9	100	130	5.1	70	113	9.8	82	65	6.4	75	97	5.9	73			
- andet under 2 ha	24	1.3	16	39	3.3	54	47	1.8	97	58	3.7	98	50	7.2	99	51	4.9	70	57	8.0	79			
Samlede arelle biotoper	311	32.1	.	305	30.1	.	266	23.6	.	253	36.3	.	237	46.7	.	172	33.1	.	214	40.5	.			

Tabel 8.18. Standardskema: Linieformede biotoper

Felt-kode	Kort-kode	Biotoptype	m-blad 1884	m-blad 1907	m-blad 1939	Flyfoto 1954	Flyfoto 1968	4-cm-kort 1974	Feltregistrering 1981 1981	gnst.brd.	areal	antal
			m	m	m	m	m	m	m	m	ha	
0		grøsvej							29785	2.7	3.02	101
1		rabat v. grusvej							14784	1.9	2.56	52
2		rabat v. fast vej							36365	3.6	13.85	73
3		alle							2424	5.8	1.22	17
0-3		rabatter ialt							83358			
	a	privat færdselsvej	26073	28541	22568	27034	21709	16020				
	b	offentlig bivej	9640	10200	9450	9450	9312					
	c	landevej	10740	12435	13630	12050	12270	12730				
	a-c	veje ialt	46453	50628	52448	48744	44261	38062				
4		skel							61311	1.6	9.37	310
5		hegn							92306	4.0	21.93	357
6	d	hegn, trærække stendige	17405	11675	9475	17367	18984	22732	437	2.6	0.12	6
8		andet dige							5093	3.5	1.75	28
7	e	diger, evt. med trærække stendige	45336	37774	23298	14778	11959	8994	1072	3.2	0.34	8
9		andet dige							8802	3.4	2.94	40
4-9									133021			
	a-f		90085	71430	51654	44400	42063	46691				
10		skrænt							1431	7.6	1.09	11
32	g	skrænt banedæmning	0	715	760	90	60	300	1940	11.6	2.25	3
11	h	dæmning tør grøft	0	2140	4742	5234	2247	1078	14207	2.6	3.66	93
12		våd grøft							16314	3.2	5.07	90
13	i	grøft vandløb, 0.5-1.5 m	34429	32805	20199	28541	26112	17550	3870	7.6	2.94	7
14		vandløb, 1.5-2.0 m							6096	6.5	3.92	9
15		vandløb > 2 m							4030	11.5	4.64	5
	j	vandløb < 2.5 m	1776	1850	1274	2310	2530	4772				
	k	vandløb > 2.5 m	2990	2800	4150	3260	3260	1640				
0-15									264237			
	a-k		175753	162368	135927	132879	120583	110613				
		flerfoldsbiotoper	30093	30335	26248	24911	23283	23105	26667			
		landskabslinier	145660	132033	109679	107968	97300	87508	237570			

Tabel 8.19. Standardskema: Areelle biotoper

Felt-kode	Kort-kode		m-blad 1884		m-blad 1907		m-blad 1939		Flyfoto 1954		Flyfoto 1968		4-cm-kort 1974		Reg. 1981	
			Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha	Antal	ha
12		mose													124	25.65
	l	mose	29	17.94	33	16.23	26	12.41	31	16.91	29	16.85	14	12.04		
15		våd mergelgrav													72	3.23
16		kunstig sø													7	0.55
20		småsø													33	6.95
21		gjødekar													0	0.00
23		overløbsbassin													0	0.00
24		anden våd areal biotop													1	0.25
	m	søer og vandhuller	249	8.24	221	6.30	179	5.81	130	5.05	112	9.03	63	5.37		
17		våd grusgrav													2	1.04
26		tør grusgrav													9	0.80
	n	grusgrav	6	0.71	15	1.29	7	0.59	9	1.91	6	1.82	6	2.32		
27		gravhøj													16	0.35
	o	gravhøj	16	0.51	17	0.56	16	0.51	17	0.41	16	0.38	19	0.41		
22		ellesump													1	0.06
28		remise													24	3.73
29		beplantning													41	7.25
30		bevoksning													58	20.90
35		beplantning v. P-plads													0	0.03
36		støjbælte													0	0.00
	p	skov under 2 ha	8	4.54	12	4.22	14	7.64	36	13.78	45	12.94	42	14.83		
25		tør mergelgrav													15	0.64
31		solitært træ													29	0.10
	q	træ eller trægruppe	2	0.07	5	0.36	20	0.33	24	0.59	21	2.91	21	0.32		
33		ruderat													16	6.04
34		højspændingsmast m.v.(>10m2)													0	0.00
37		sportspladsplane													0	0.00
38		fellesareal i boligområde													0	0.00
39		"park" i fællesområde													0	0.00
40		andre tørre arealer													8	1.22
19-25															463	82.39
	l-q		310	32.00	303	28.94	262	28.17	246	35.64	229	43.91	165	35.27		

og at Højreby omvendt har haft en tilsvarende stærkere tilbagegang end gennemsnittet.

Dette rejser spørgsmålet om, i hvilken udstrækning de enkelte områder eller alle de 5 under et er repræsentative for udviklingen i Østdanmark eller for enkelte regioner. Analysen viser 5 typer af til dels forskellige udviklingsforløb, som det ikke er meningsfyldt blot at"lægge sammen" og dividere med 5 for at få et gennemsnit frem. Et sådant gennemsnitligt udviklingsforløb har næppe eksisteret i virkeligheden (dette diskuteres nøjere i kapitel 9.3.).

8.3 Nettoforandringer

For de enkelte områder og for alle 5 områder under et fremgik nettoforandringerne i områdernes biotopindhold fra periode til periode af tabellerne 8.2 til 8.19. Informationerne i disse tabeller blev yderligere samlet op i tabel 8.20.

Her skal spørgsmålet om ændringsraterne for de enkelte biotopkombinationstyper uddybes. Da spørgsmålet om udviklingsraterne i de seneste år behandles i kap.12 i forbindelse med prognoser for udviklingen fremover, skal vi i dette afsnit overvejende begrænse os til udviklingen i 1900-tallets første halvdel. Det sker ved at præsentere en række grafer.
I fig.8.3 til 8.11 er den samlede mængde af de enkelte biotopkombinationstyper afsat mod tiden. I hver af graferne optræder to kurver. Den ene viser det indhold, der kan aflæses af kortsignaturer. Den anden viser hvad flyfotoaflæsninger og feltregistrering har kunnet afsløre. Til de enkelte grafer skal der knyttes følgende kommentarer:

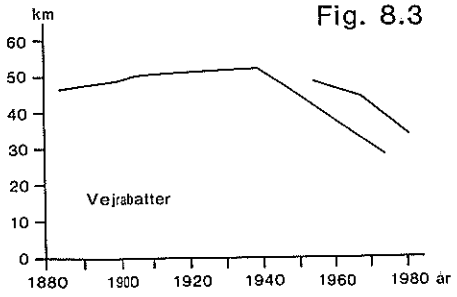


Fig. 8.3

Fig.8.3 Vejrabatter viser en jævn stigning frem mod anden verdenskrig, hvorefter et jævnt markant fald sætter ind. Parallellitet mellem de to kurver tyder på rimelig kontinuitet i registreringsproceduren.

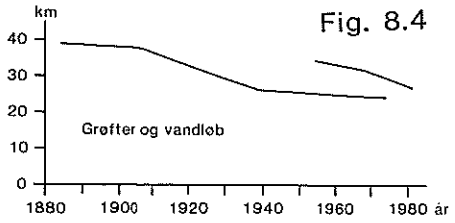


Fig. 8.4

Fig.8.4 Grøfter og vandløb viser et fald over hele perioden, især kraftig i perioderne 1907-39 og 1968-81.

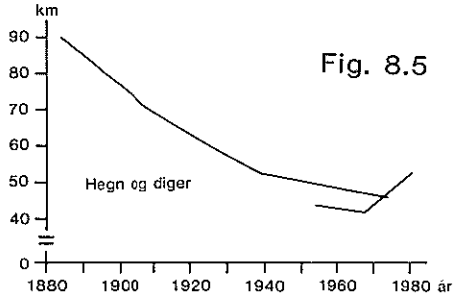


Fig. 8.5

Fig 8.5 Hegn og diger falder jævnt frem til 1939, hvorefter udviklingen synes at stabiliseres.

Fig. 8.6

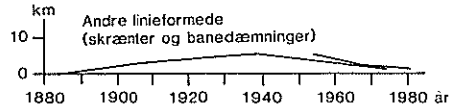


Fig.8.6 Andre linieformede omfatter skrænter og banedæmninger og afspejler stort set jernbanebiotopers etablering og senere med banens nedlæggelse forbunden afvikling.

Fig. 8.7

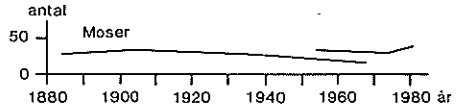


Fig.8.7 Moser viser generelt faldende tendens. I den allerseneste periode ses en stigning, der delvis skyldes dannelse af flere "nye" småmoser udfra færre tidligere større moser.

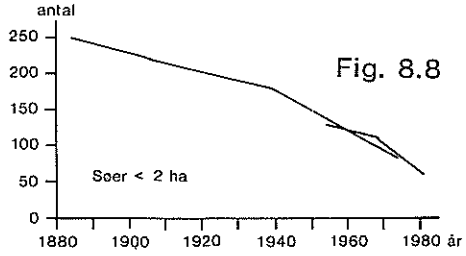


Fig. 8.8

Fig.8.8 Søer under 2 ha. viser et markant og accellererende fald over hele perioden og god parallellitet mellem de to kurver.

Fig. 8.9

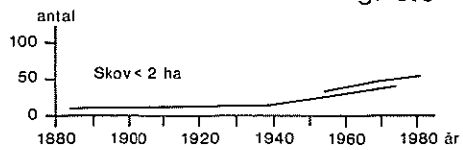


Fig.8.9 Skov under 2 ha. viser moderat stigning frem til 1939, nhvorefter en markant stigning sætter ind. Der er god parallelitet mellem de to kurver.

Fig. 8.10

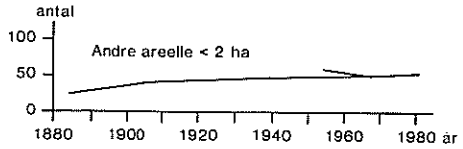


Fig.8.10 Andre areelle under 2 ha. udgøres af en heterogengruppe af gravhøje, højspændingsmaster, ruderater og solitære træer. Stigningen er generel omend aftagende over hele perioden, når bortses fra en uregelmæssighed omkring flyfotoaflæsningen i 1954.

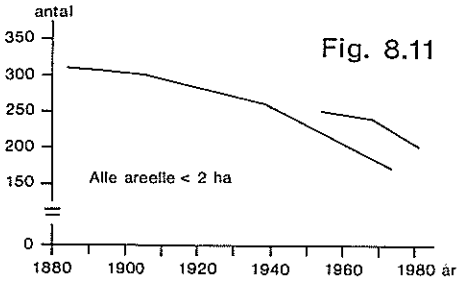


Fig. 8.11

Fig.8.11 Alle areelle under 2 ha. viser et jævnt moderat men accellererende fald.

8.4 Biotopernes livsforløb

Ændringer i agerlandets biotopindhold kan som angivet i forrige afsnit, bedømmes ved at opgøre det samlede biotopindhold indenfor et givet areal til forskellige tidspunkter og herudfra beregne nettoforandringer i det samlede biotopindhold.

Udover de rent tolkningsmæssige problemer, der er forbundet med brugen af kort, flyfotos og feltregistreringer, indebærer denne tilgang imidlertid, at man overser en stor del af de forskydninger, der sker ved ændringer i den enkelte biotop og de forskydninger, der sker indenfor undersøgelsesarealet (ved at biotoper nedlægges samtidigt med at andre af samme type oprettes).

I det følgende skal gøres et forsøg på at indfange denne dynamik. Det sker ved at erstatte netto-opgørelsen indenfor det samlede undersøgelsesareal med en analyse, der fastholder den enkelte biotopbærende lokalitet "-topen", og følger dennes skæbne h.h.v. fra feltregistreringen tilbage i tiden og fra ældste kortblad frem til biotopens eventuelle forsvinden.

8.4.1. Metode

SKÆBNER

De data, som undersøgelsen er baseret på, er opregningen af alle de lokaliteter, der på et eller flere af undersøgelsestidspunkterne har været anført som biotopbærende. For disse lokaliteter er biotopens type og dens udstrækning blevet registreret. (For en nøjere diskussion af metoden og dens usikkerheder se afsnit 4.3). Her skal kun de metodiske problemer, der i særlig grad knytter sig til analysen af livsforløb, yderligere kommenteres.

Det ideelle krav til analysen har været, at der udfra en oplistning af samtlige stedfundne skæbneforløb skulle kunne foretages en gruppering af disse for dermed at få et indtryk af hvilke overordnede tendenser, der gør sig gældende.

OVERVÆLDENDE ANTAL

Det første problem, som dette krav rejser, er, at antallet af teoretisk mulige (forskellige) skæbneforløb er overvældende. Med 47 forskellige typer, som biotoperne kan

veksle mellem over de 6 perioder, der ligger mellem de 7 registreringer, giver dette 47 exp(2x6) = 10 i nittende muligheder.

Nu siger det sig selv, at et sådant antal forskellige livsforløb aldrig vil vise sig i virkeligheden. Dels vil det begrænses af det faktiske antal biotoper, dels vil der være en lang række af de teoretisk mulige livsforløb, der næppe eller aldrig vil realiseres (feks. at en gravhøj bliver til en mergelgrav). Dette til trods forbliver der stadigt et problem, når man indledningsvis vil dimensionere et EDB-program til databehandlingen.

PROCEDURE PROBLEMER

Et andet problem, der yderligere har været medvirkende til, at vi har måttet afstå fra en ene EDB-mæssig behandling af denne del af analysen, hænger sammen med den anvendte datastruktur. De mange forskellige henvisningsprocedurer (feks. for biotoper der "opstår" af tidligere mere omfattende biotopkomplekser, og biotoper der i løbet af undersøgelsesperioden "opsluges" af urbanisering) bevirker, at et program til sikker håndtering af biotopskæbner kunne forudses at blive uhyre kompliceret.

Istedet har vi for hver enkelt biotop i hånden foretaget en struktureret udskrift af skæbneforløbet gennem de 7 registreringer.

Det har således kun været biotoptypen på den enkelte lokalitet, der har været anvendt. Den eventuelle biotops størrelse på lokaliteten har kun været taget i betragtning i de tilfælde, hvor biotopen i en given periode har måttet karakteriseres, som bestående af to typer feks. h.h.v. bevokset- og ubevokset dige. I disse tilfælde er som typebetegnelse blevet anvendt den, som beskrev den største del af biotopen.

Opmærksomheden har således været rettet mod typificeringen af den enkelte lokalitet og eventuelle forandringer i denne hen gennem undersøgelsesperioden. I beskrivelsen af disse forløb, der er grupperet med udgangspunkt i typen i h.h.v. 1981 og i 1884, er anvendt følgende karakteristikker:

SKÆBNE TYPER

"UFORANDREDE" Denne betegnelse er anvendt for biotoper, hvor typebetegnelsen har været den samme ved alle 7 registreringer. Men den omfatter også de tilfælde, hvor registrering af biotopen mangler på et enkelt kortblad, men iøvrigt er registreret og da med samme type både på det foregående og det efterfølgende.

"FORANDREDE" er anvendt som betegnelse for alle de tilfælde, hvor en biotop har eksisteret på både første kortblad og ved registreringen i 1981, men hvor typebetegnelsen ikke i alle tilfælde har været den samme, eller hvor registrering mangler på mere end et enkelt af de mellemliggende kortblade.

"NYTILKOMNE" anvendes som betegnelse for de biotoper, der fandtes i 1981 men ikke på første kortblad.

"FORSVUNDNE" anvendes om de biotoper på første kortblad, der ikke kunne genfindes ved registreringen i 1981.

"INTERMEDIÆRE" beskriver biotoper, der manglede ved både første og sidste registrering.

Dette system er udtømmende, således at alle de blot een gang registrerede biotoper eentydigt har kunnet indplaceres i en af de fem skæbnetyper.

FORANDRINGS-PARAMETRE

Endvidere er benyttet en række parametre i beskrivelsen af forandringernes relative omfang og karakter for de enkelte biotopkombinationstyper:

"LOKALITETS-LABILITETS-INDEX", LLI, for en given biotoptype er defineret som forsvundne + intermediære + nytilkomne divideret med forsvundne + intermediære+nytilkomne + uforandrede + forandrede. For en biotoptype, hvor der ikke er sket forandringer, d.v.s. alle de, der eksisterede på første kortblad, fortsat forefindes, ingen andre er kommet til og ingen er forsvundet, vil LLI være nul. Omvendt hvis ingen af de oprindelige er tilbage. I så tilfælde vil indexet få værdien 1.

"TYPEFORANDRINGSINDEX", TFI, er defineret som det samlede antal af typeskift fra een registrering til den følgende divideret med det samlede antal af tilfælde, hvor en biotop har været registreret for to på hinanden følgende registreringer. En biotoptype, for

hvilken der ikke er sket typeskift overhovedet, vil således have en TFI-værdi på nul. Den modsatte extrem vil have en TFI-værdi på 1.

"BEVOKSNINGSINDEX" anvendes til at beskrive ændringer i bevoksningsforholdene. Typen sammenlignes med typen ved den nærmest efterfølgende registrering og den eventuelle ændring/manglende ændring i bevoksningsforholdet noteres. Når alle pågældende biotoptypes eksisterende livsforløb er gennemgået, kan efterfølgende opstilles tre udtryk for bevoksningsforholdene: a) sandsynligheden for at en ubevokset biotop er blevet bevokset, b) sandsynligheden for det modsatte og c) sandsynligheden for at der sker forandringer i bevoksningsforholdene overhovedet. Alle de tre nævnte sandsynligheder kan variere fra 0 til 1.

BIOTOPTYPERS STABILITET

Muligheden for udfra de tre nævnte indices at sige noget om biotopernes foranderlighed er naturligvis i høj grad bestemt af, hvilke kriterier man har valgt at typificere biotoperne efter. Da disse er valgt med det formål, at adskille biotoper med markant forskellig funktion eller egnethed som biotop, er de dog ikke uden mening i denne sammenhæng. Med forsigtighed kan de nævnte indices anvendes til en rangordning af de forskellige biotoptyper efter deres stabilitet som levested for flora og fauna.

8.4.2. De enkelte biotoptyper

I den følgende gennemgang vil opgørelsen ske biotop(-kombinations-)type for type, hvor biotoperne forinden er typificeret efter hvilken type de blev tillagt ved feltregistreringen i 1981, og de idag forsvundne biotoper er typificeret efter den type de blev tillagt, da de første gang registreredes.

De eventuelle afvigelser, der forekommer mellem de i dette afsnit (8.4) og de i tidligere afsnit nævnte biotopantal, skyldes den manuelle og mere nuancerede tolkning (bl.a. med udelukkelse af tvivlstilfælde), som er anvendt i dette afsnit.

8.4.2.1. VEJE

For biotopkombinationstypen "veje" er resultaterne opsummeret i tabel 8.21.

Tabel 8.21 Den historiske udvikling for biotopkombinationstypen "veje".

type	ialt	ufor-andr.	for-andr.	forsv-undn.	inter-medi.	nye	LLI
Mark-veje	166	23	6	62	59	16	.83
Grus-veje	24	10	2	2	5	5	.50
Faste veje	27	16	5	2	1	3	.22
Alle-er	4		1	2		1	.75
IALT	221	49	14	68	65	25	.71

Lokalitet-labilitet-indexet LLI for alle veje under et er .71. Tabellen viser et fald for rækkefølgen: Markveje-grusveje-alleer-faste veje. Af tabellen kan ses, at den primære årsag til denne foranderlighed ligger i den store andel, der udgøres af h.h.v. forsvundne og intermediære markveje.

Et nøjere studium af skiftene fra type til type viser, at de idag eksisterende veje generelt har været relativt stabile i type (typeforandringsindex, TFI: .03). De forandringer der er foregået, har typisk kunnet forklares ved, at der er sket en udbedring af allerede eksisterende vejanlæg. D.v.s. markveje er blevet udbedret til grusveje og grusveje til faste veje.

Der er fundet meget få skift mellem biotopkombinationstypen "veje" og andre biotopkombinationstyper. Dog skal det nævnes, at især markveje ikke sjældent indgår som et af elementerne i flerfoldsbiotoper.

8.4.2.2 SKEL OG HEGN.

For disse to biotoptyper er resultaterne opsummeret i tabel 8.22.

Tabel 8.22 Den historiske udvikling for skel og hegn.

type	ialt	uforan-drede	foran-drede	forsv-undne	inter-medi.	nye	LLI
SKEL	115	23#	56	1	12#	24	#
HEGN	188	2	124	2	9	51	.33
IALT	303	25	180	3	21	75	#

#lader sig ikke sikkert opgøre, se teksten.

Der knytter sig særlige problemer til registreringen af den historiske udvikling for biotoptypen, skel, idet disse ikke falder ind under, hvad der registreres af Geodætisk Institut. På nogle få af de ældre kortblade kan signaturer for skel forekomme. Således har vi på enkelte af de ældste kortblade kunnet genfinde ialt 23 af de i 1981 eksisterende 115 skel. Men da disse udgør undtagelser fra kortlægningens generelle principper, er de ladt ude af betragtning i herværende analyse. Vi har måttet begrænse os til en sikker identifikation af skel alene i feltundersøgelsen suppleret med et "bedste skøn" over biotopens type på de anvendte flyfotos. Af denne grund er det begrænset, hvad der kan drages af konklusioner om skel udfra tabel 8.22.

Uforandrede skel lader sig ikke umiddelbart opregne. Der har eksisteret mange skel i ældre tid. Og en del af disse findes formentlig stadigt og hører til de 23, der anføres i tabel 8.22.

Hvor LLI således ikke meningsfuldt lader sig beregne for skellenes vedkommende, viser det sig for hegnene, at være relativt lavt (.33) og hovedsageligt begrundet i en relativ stor tilgang af nye hegn.

Et nøjere studium af skiftene fra biotoptype til type viser, at skellene har et typeforandringsindex på TFI=.45 og hegnene næsten samstemmende TFI=.44 - begge langt over, hvad der blev fundet for biotopkombinationstypen veje.

Ser vi specielt på hvilke typer, der for de idag eksisterende skel og hegn var angivet på det seneste kortblad og/eller flyfoto viser begge typer for godt halvdelen af biotopernes vedkommende samme type som i 1981. For skellenes vedkommende er derudover 1/3 angivet som diger (bevoksede og ubevoksede) og stort set resten som grøfter. For hegnenes vedkommende er tilsvarende 1/4 diger og

1/10 grøfter. Begge disse iagttagelser indikerer, at eengang etablerede diger og grøfter med tiden henfalder til biotoptyper, der er mere i niveau med de omgivende marker.

Dette tendentielle skift henimod mere udjævnede biotoptyper overlejres af de mere fluktuerende forandringer, der er betinget af tilgroning, rydning og tilplantning med træer og buske. Denne proces skal demonstreres samlet for alle de linieformede biotoper i afsnit 8.4.2.4, men på dette sted skal den nævnes som den anden væsentlige kilde til det høje typeforandringsindex indenfor typerne skel og hegn.

Om det typiske udviklingsforløb kan det siges, at skønt biotopttypen, skel, er svær at håndtere p.gr.a. registreringsmetodiske forhold, er der næppe tvivl om, at det er en meget labil biotoptype, der let lader sig fjerne, hvilket den også allerede i stort omfang må formodes at være blevet. Undersøgelsen af de nutidige skel og hegns historie viser, at ca. halvdelen af dem stammer fra sammensunkne diger og tilføgne grøfter. Højest 1/5 af de idag eksisterende skel kan overhovedet have været skel gennem hele undersøgelsesperioden.

8.4.2.3. DIGER

For h.h.v. ubevoksede og bevoksede diger er resultaterne opsummeret i tabel 8.23.

Tabel 8.23 Den historiske udvikling for diger.

type	ialt	uforandrede	forandrede	forsvundne	intermedi.	nye	LLI
UBEV	112	2	3	77	25	5	.96
BEV	87	5	10	63	8	1	.83
IALT	199	7	13	140	33	6	.90

LLI er uhyre højt. Det skyldes primært den relativt store mængde forsvundne biotoper (70%!), sekundært de mange intermediære.

Under omtalen af skel og hegn var vi allerede inde på, hvorledes disse biotoper viste mange historiske forbindelser bagud til digerne. Lignende forbindelser kan iagttages for de biotoper, der er behandlet i tabel 8.23. Det er et væsentligt bidrag til de,

omend ret moderate, typeforandringsindex på h.h.v. .21 og .25 som er fundet for de i 1981 eksisterende h.h.v. ubevoksede- og bevoksede diger.

Men da antallet af idag eksisterende diger er så lavt, giver denne beregning et ret usikkert billede af digernes forbindelser med andre biotoptyper. Derfor er i tabel 8.24 for alle de biotoper, der er registreret som dige ved feltregistreringen og/eller på første kortblad, angivet de typeskift, der sket fra h.h.v. ubevokset- og bevokset dige til anden (evnt. samme) type.

Tabel 8.24 Frekvens (i %) af biotoptypeskift for alle biotoper, der er registreret som dige i 1981 og/eller 1884.

	antal biot.	antal reg.	SKEL	HEGN	UBEV DIGE	BEV DIGE	VÅD GRØ	TRÆ RÆK	andre
UBEV	167	587	9	15	53	11	5	2	5
BEV	151	684	3	18	7	65	1	4	2

Som det kunne ventes, er det hyppigst registrerede, skift til den type som pågældende biotoptype tilhørte ved afslutningen (subsidiært begyndelsen) af registreringsperioden. For de ubevoksede diger er dette ubevoksede diger og derefter i rækkefølge: Hegn, bevokset dige, skel, grøft og træraekke. For de bevoksede diger er rækkefølgen: Bevokset dige, hegn, ubevokset dige, træraekke, skel og grøft. Dette understreger eksistensen af den allerede omtalte "genetik", efter hvilken diger ofte henfalder til hegn og skel.

8.4.2.4. Andre linieformede biotoper.

Resultaterne for de resterende linieformede biotoper er opsummeret i tabel 8.25.

Tabel 8.25 Den historiske udvikling for andre linieformede biotoper.

type	ialt	uforan-drede	foran-drede	forsv-undne	inter-medi.	nye	LLI
Sten-dige	3		3				0
Skrænt	3					3	1
Bane	9				7	2	1
Å	3	1		1	1		.66
Grøft	298	4	31	133	89	41	.87
Kanal	6	2	4				0
Vandl.	7	3	4				0
Træer	27	2	1	20	3	1	.89
Trærr. v.gr.	12			9	3		1
Trærr. p.dige	108			101	7		1
Hegn v.gr.	14	1	3	10			.71
Fod-sti	19			13	6		1
IALT	509	13	46	287	116	47	.88

De i tabellen angivne biotoptypers skæbner er en meget blandet gruppe.

En gruppe er så ringe repræsenteret (stendige, skrænt, å), at det ikke har megen mening, at udtale sig om typiske skæbneforløb i den sammenhæng.

En anden gruppe udgøres af grøfterne. De tørre grøfter lader sig kun med vanskelighed adskille fra våde grøfter i felten, endnu mindre på flyfotos og slet ikke på kortbladene. Derfor er våde og tørre grøfter slået sammen i tabellen. LLI er høj hovedsageligt p.gr.a. mange forsvundne og intermediære grøfter.

Kanaler og vandløb udgør en gruppe, der er fåtallig men konstant (LLI=0).

Endelig er der gruppen af træraekker (træraekke ved grøft, træraekke på dige og træraekke), hegn ved grøft og fodstier, der alle optræder med stor foranderlighed (LLI nær 1).

Alle de høje LLI-værdier i tabel 8.25 kan sættes i forbindelse med en relativt stor mængde af forsvundne biotoper for de respektive biotoptyper, og for grøfternes vedkommende yderligere med et stort antal intermediære biotoper.

Går vi ned i niveau og ser på biotoptype-

skift, viser det sig, at det især er forandringer i bevoksningsforholdene, der er årsag til høje typeforandringsindices. I tabel 8.26 er bevoksningsindex opgjort for alle de linieformede biotoptyper (excl. veje).

Tabel 8.26 Bevoksningsindices for linieformede biotoper. 4:Skel, 5:Hegn,8:Ubevokset dige,9:Bevokset dige,11:Tør grøft,12: Våd grøft,46:Træræk v.grøft.

type:	4	5	8	9	11	12	46
U TIL B	.13	.57	.11	.46	.03	.01	
B TIL U	.57	.06	.75	.05	.50	.30	.07
FORANDR	.23	.15	.19	.12	.08	.04	.16

De tre typer træræk er ikke beregnet på grund af for få observationer.

Af tabel 8.26 ses, at sandsynligheden, for at en biotop, der er registreret som ubevokset ved een registrering, registreres som bevokset i den følgende, er lav for alle de biotoper, der er typificeret som ubevoksede biotoper og høj for de bevoksede. Vice versa for sandsynligheden for at bevoksede- ved næste registrering findes som ubevoksede.

Sagt med almindelige ord: Sandsynligheden for at et hegn, der på et eller andet tidspunkt er registreret som ubevokset, atter gror til, er langt større end sandsynligheden for at et skel eller ubevokset dige gror til.

Sandsynligheden for forandring overhovedet ("FORANDR") udviser en markant forskellighed typerne imellem. Nævnt i faldende rækkefølge: Skel,ubevokset dige,hegn v.grøft,hegn, bevokset dige,tør grøft,våd grøft.

Samlet kan dette indikere en udvikling, hvor tilgroning hele tiden "truer" med at ændre de ubevoksede biotoptyper. Dette synes at ske mest i de upåagtede biotoptyper såsom skel (U til B = .13) hvorimod grøfterne, hvor oprensning kræver at bredderne til stadighed er passable i højere grad aktiv fastholdes i en given bevoksningstilstand (U til B = .03 og .01).

8.4.2.5. Areelle biotoper.

Resultaterne for de areelle biotoper er opsummeret i tabel 8.27.

Tabel 8.27 Den historiske udvikling for areelle biotoper.

type	ialt	uforandrede	forandrede	forsvundne	intermedi.	nye	LLI	TFI
Merg. grav	205	43	14	126	16	6	.72	.04
Grusgrav	9	1	-	1	-	7	.89	.38
Anden k.sø	11	-	2	7	1	1	.81	.23
Mose	56	11	23	16	2	4	.39	.26
Sø	66	2	6	53	4	1	.88	.12
Gravh.	20	11	1	3	3	2	.40	0
Beplantn.	27	-	4	1	2	20	.85	-
Bevoksning	32	2	15	5	3	7	.47	.20
Solit. træ	10	-	2	-	3	5	.80	.12
Ruderat	10	1	1	-	-	8	.80	.13
Anden tør b.	3	-	-	-	1	2	1	.67
IALT	449	71	68	212	35	63	.69	.12

"Merg.grav" omfatter både våde og tørre. "Grusgrav" ligedan. "Mose" omfatter også ellesump. "Beplantn." omfatter også remiser.

Udfra LLI kan de areelle biotoper grupperes i to: Dels moser, gravhøje og bevoksninger (LLI mindre end .50) dels resten (LLI over .70).

Om den første gruppe kan bemærkes, at det dels drejer sig om de almindeligvis største biotoper, som qva deres størrelse kan være svære at nedlægge eller etablere, dels drejer det sig om gravhøje, der hverken lader sig etablere eller kun i begrænset omfang fjerne.

På baggrund af det sidste kan det undre, at typen gravhøje så ikke har et LLI på nul. Forklaringen er dels, at loven der beskytter fortidsminderne ikke formår at beskytte alle gravhøje, dels at den anvendte registrerings- og opgørelsesprocedure ikke er fuldkommen. Da det illustrerer den anvendte procedure, skal det kommenteres nøjere.

Når een gravhøj optræder som forandret, skyldes det, at den mangler ved to på hinanden følgende registreringer. Havde den kun manglet ved en, ville den have været regnet for uforandret. 4 Gravhøje mangler på første kortblad. Den ene findes endnu, hvorfor det er regnet for en registreingsfejl, og den er derfor regnet som uforandret. De tre andre fandtes endnu på seneste kortblad men ikke ved feltregistreringen. De er derfor blevet regnet som intermediære.

Den anden gruppe (med højt LLI) er mere foranderlig. For de våde biotopers vedkommende (mergelgrave, kunstig sø, sø) er årsagen en relativt stor mængde forsvundne (mellem 2/3 og 5/6). For de øvrige (bl.a. grusgrave og beplantninger) skyldes det primært en relativ stor tilgang af nye biotoper.

Ser vi på typeforandringsindexet, TFI, der er anført i tabellens højre kolonne, finder man ikke den samme gruppering.

Den største gruppe, mergelgravene, udmærker sig ved et extremt lavt TFI, hvilket der dog ikke skal lægges for meget i. Ved registreringen er denne biotoptype relativt let at kategorisere med sikkerhed, hvorfor den alene af denne grund vil vise større "stabilitet" end andre biotoptyper. Dette gælder i endnu højere grad gravhøje.

De øvrige biotoptyper (bortset fra den dårligt repræsenterede "andet") fordeler sig m.h.t. TFI i to grupper: Dels dem med lavt TFI (.12-.13): Sø, solitært træ, ruderat, dels dem med højt TFI (.20 og derover): Mose, bevoksning, kunstig sø, grusgrav). Det er svært her at komme med nogen forklaring andet end at den lave TFI for typen "sø" tildels kan forklare, at denne type ligesom gravhøje og mergelgrave er let at typifisere eentydigt.

Om de typiske udviklingsforløb for de vigtigste areelle kan det siges:

-At <u>mergelgrave</u> næsten altid har været og vedbliver med at være mergelgrave. Mergelgravene anlagdes på bar mark i forrige århundrede. Kun 6 nye og 16 intermediære er kommet til i løbet af perioden, og i 16 af disse tilfælde er der tegn der tyder på, at det skyldes fejl ved korttegningen at de ikke er med fra begyndelsen. Mere end 2/3 af mergelgravene er forsvundet i løbet af perioden 1884-1981.

-At grusgrave hovedsageligt er opstået indenfor undersøgelsesperioden. Enkelte ældre små grusgrave er siden blevet beplantet og faldet så meget sammen, at de idag formentlig er registreret som beplantninger og bevoksninger.

-At moser formentlig i kraft af deres størrelse er relativt stabile som biotoper (lav LLI), men mere labile hvad angår typeskift (høj TFI). Godt halvdelen af moserne var også registreret som moser ved første registrering. Men i 16 tilfælde begyndte mosebiotoperne som "eng" og i 7 som "sø". Moser synes således at udvikle sig dels fra opgiven landbrugsjord dels ved tilgroning af søer.

-At søer ligesom mergelgravene udviser stor stabilitet i registreringerne. En mindre del har udviklet sig til andre biotoptyper (især mose). Men størstedelen (over 5/6) er forsvundet i perioden.

-At beplantninger meget ofte anlægges på bar mark (sandede pletter, tørre bakker eller i gamle grusgrave) i dette århundrede.

-At bevoksninger er relativt stabile, men iøvrigt ofte udvikler sig fra våde areelle (mose, sø, eng).

8.4.3. Sammenfatning.

Sammenfattende om biotopkombinationstyperne kan det siges:

-At "veje" udviser en jævnstor lokalitetlabilitet (LLI), hvilket især skyldes, at 3/4 af markvejene er forsvundet i perioden, hvorimod de øvrige veje er mere stabile. Veje udgør en velafgrænset gruppe, der kun i ringe grad skifter til- og fra andre biotoptyper. Men den extremt lave typeforanderlighed, TFI, viser, at også skiftene mellem de enkelte vejtyper er få. Hvor de forekommer, er der en klar tendens til, at markveje bliver til grusveje, og grusveje bliver til faste veje.

-At de øvrige linieformede generelt har stor foranderlighed forårsaget primært af, at mange biotoper er forsvundet. Der er sket store omskiftninger mellem de enkelte typer

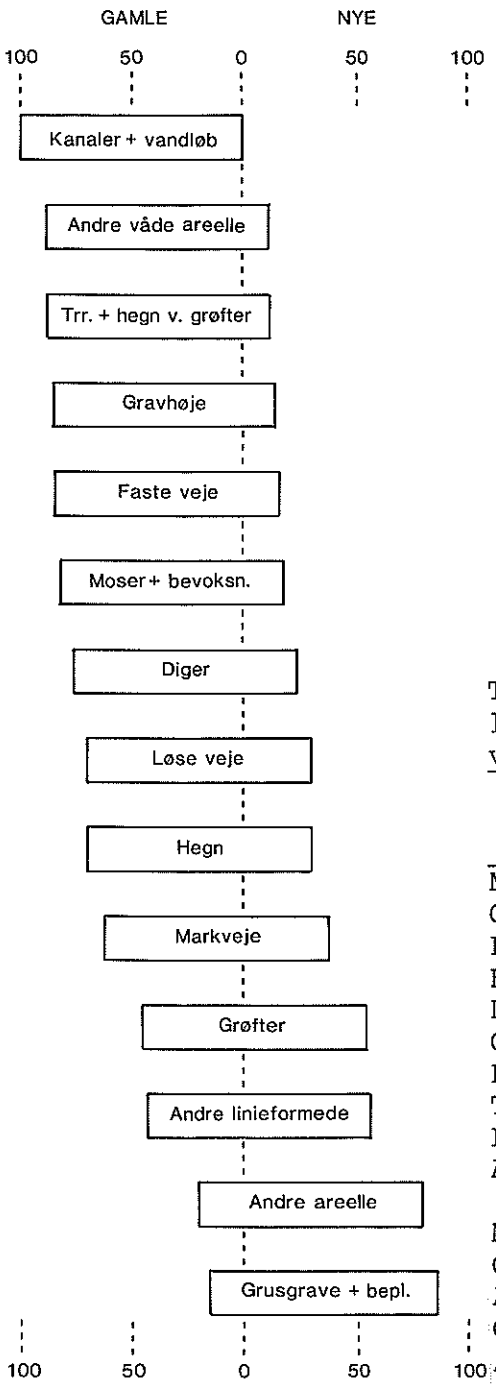
forvoldt af især to processer: A) Diger og grøfter falder sammen og B) biotoper gror til eller ryddes for træ- og buskvegetation.

-At de areelle er en heterogen gruppe, hvad angår biotopforanderlighed. Moser bevoksninger og gravhøje er relativt stabile, formentlig p.gr.a. h.h.v. deres størrelse og deres kulturhistorie. De øvrige areelle har væsentligt større biotopforanderlighed. For de våde (mergelgrave og søer) fordi 2/3-5/6 er forsvundet, og for beplantningerne fordi relativt mange (3/4) er nytilkomne. Hvad angår typeskift (TFI) viser mergelgrave og til dels søer sig at være meget stabile, hvilket formodes at have en triviel metodisk forklaring. Sagt med få ord er de typiske skæbner for areelle:

At mergelgrave forsvinder, at småsøer forsvinder eller gror til, at moser er moser men kan dog udvikle sig til bevoksninger, og at beplantninger er i ekspansion.

En oversigt over de enkelte hovedtypers labilitet er vist i tabel 8.28.

Fig. 8.12



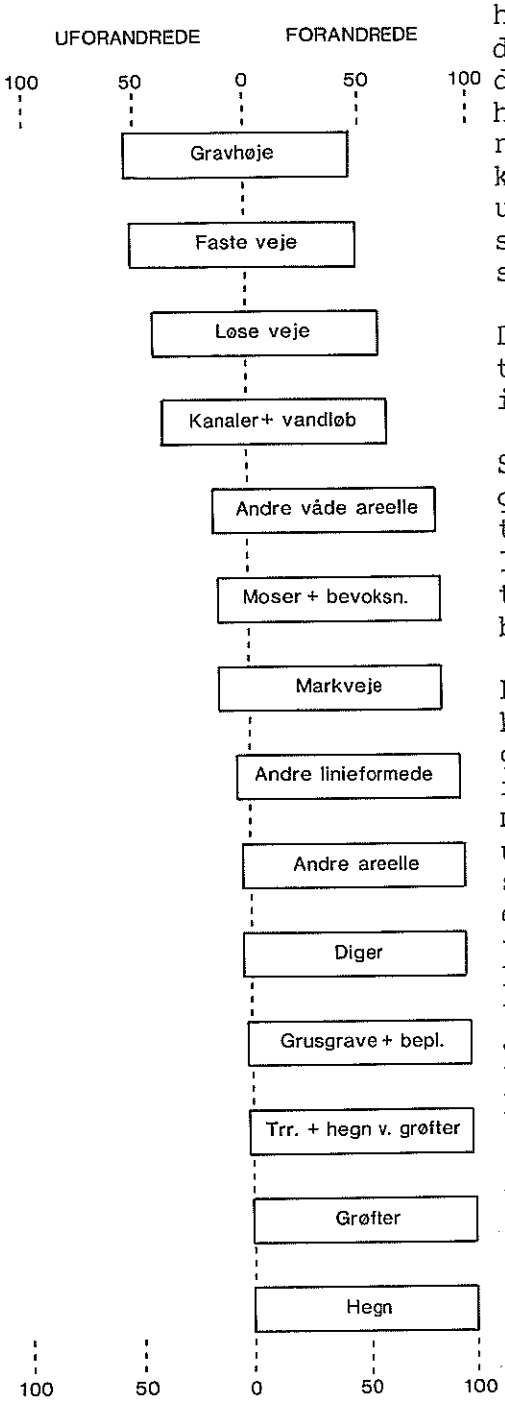
Den "historiske" sammensætning af biotoperne i 1981 vist som den procentuelle andel af hhv. "gamle" der eksisterede som småbiotoper i 1884 og "nye" som er småbiotoper kommet til efter 1884. Data fra tabel 8.9.

Tabel 8.28 Den historiske udvikling fra 1884 til 1981 for forskellige biotopkombinationstyper. Angivelser i antal.

	Ialt	ufor-andr.	for-andr.	forsv-undn.	inter-medi.	nye	LLI
Markveje	166	23	6	62	59	16	.83
Grusveje	24	10	2	2	5	5	.50
Faste veje	27	16	5	2	1	3	.22
Hegn	188	2	124	2	9	51	.33
Diger	199	7	13	140	33	6	.90
Grøfter	298	4	31	133	89	41	.88
Kan.+vandl.	13	5	8	-	-	-	0
Trr.+h.v.gr.	161	3	4	140	13	1	.96
Fodsti	19	-	-	13	6	-	1.00
Andre lf.	18	1	3	1	8	5	.78
Moser+bev.	88	13	38	21	5	11	.42
Gravhøje	20	11	1	3	3	2	.40
Andre våde	282	45	22	186	21	8	.76
Gr.gr.+bepl.	36	1	4	2	2	27	.86
Andre a.	23	1	3	-	4	15	.83
Lf.ialt:	1117	71	197	497	223	129	.76
A. ialt:	449	71	68	212	35	63	.69

Udfra tabel 8.28 kan der skelnes en gruppe, der relativt bedømt kan betegnes som de sta-

Fig. 8.13



Biotopernes "foranderlighed" (hvor "uforandrede" er de biotoper der har eksisteret over alle årene siden 1884 med den samme typeangivelse) er vist som % af samtlige registrerede biotoper over alle årene d.v.s. uforandrede + forandrede + forsvundne + intermediære + nye. Data fra tabel 8.9.

bile elementer i biotopmønstret (LLI<.5): Kanaler og vandløb, grusveje, faste veje, hegn, moser og gravhøje. De første fire af disse er typer der endnu idag oppebærer veldefinerede funktioner. De sidste to er stærkt hhv. naturhistorisk- og kulturhistorisk bundne. Som særligt stabile elementer må de påkalde sig interesse ved planlægningen af en udbygget småbiotopbeskyttelse. Denne diskussion, der også påkalder sig mange andre hensyn, videreføres i kapitel 14.

De relative forskelle mellem de enkelte biotoptyper er rangordnet og grafisk afbilledet i fig. 8.12 og 8.13.

Set i forhold til nettoopgørelser over et givet områdes biotopindhold på forskellige tidspunkter, viser den her gennemførte analyse, at der er tale om en langt mere omfattende dynamik, hvor biotoper slettes, etableres og omforandres.

En ide om størrelsesordenen af denne dynamik kan opnås ved at sammenholde nettoforandringen i det samlede småbiotopindhold på det første kortblad frem til feltregistreringen, med den andel der i tabel 8.28 angives som uforandrede. Hvor nettoforandringer i landskabsliniers samlede udstrækning svarer til en reduktion til 67% af 1884-niveauet, viser tabel 8.28 at kun 71 udaf 1117 biotoper (6%!) har været uforandrede. For de areelle var tilsvarende nettoforandringen en reduktion i antallet til 66% af 1884-niveauet, medens tabel 8.28 viser, at kun 71 udaf 449 (16%!) har været uforandrede.

Set i lyset af de tidsspand, der normalt kræves for at en naturlig vegetation kan udvikle sig til modne successionsstadier, og den dertil hørende fauna kan etablere sig (ofte regnet i århundreder), må den påviste labilitet i småbiotopmønstret føre til, at vilkårene nærmest må betegnes som kaotiske. Længerevarende successionsudviklinger er der kun undtagelsesvis plads til i tidslig og rumlig forstand.

Dertil kommer så, at agerlandets småbiotoper, selv hvor en registrering som den beskrevne finder dem uforandrede, yderligere er udsat for et bredt spektrum af på kortene ikke-synlige påvirkninger, der forringer levevilkårene for flora og fauna.

Stabilitet (kontinuitet) og beskyttelseszo-

ner må derfor være nøgleord i søgningen efter tiltag, der kan bedre levevilkårene for flora og fauna. Dette vender vi tilbage til i kapitel 14. Men inden da skal der først gøres rede for, i hvilken udstrækning de gjorte observationer kan skønnes at have generel gyldighed. Vurdering af undersøgelsens repræsentativitet er emnet for næste kapitel.

DEL V: ANALYSE RESULTATER

9. UNDERSØGELSENS REPRÆSENTATIVITET

10. BIOTOPMØNSTERBETINGEDE FORHOLD

NEDLAGT HEGN

9 Undersøgelsens repræsentativitet

Et af målene med den foreliggende undersøgelse har været at levere et estimat af småbiotopudviklingen i agerlandet i hele det østdanske område. Kvaliteten af et sådant skøn står og falder naturligvis med spørgsmålet om, i hvilken udstrækning de undersøgte områder er repræsentative for udviklingen i større områder.

Derfor skal spørgsmålet om repræsentativiteten i de enkelte undersøgelser underkastes en nøjere vurdering. Først vurderes feltanalysens repræsentativitet, dernæst repræsentativiteten af oplysningerne vedrørende de interviewede ejendomme. Sidst gives en forsigtig vurdering af den historiske analyses repræsentativitet, der imidlertid på grund af dens geografisk set mere begrænsede omfang ikke lader sig underkaste en statistisk analyse.

9.1 Feltanalysens repræsentativitet

9.1.1 Formål

FORMÅL

Til dette formål er der gennemført en analyse af biotopsignaturernes udstrækning og tæthed på de nyeste 4-cm.kort dækkende hele landet øst for Lillebælt (excl.Bornholm). Denne kortanalyse giver anledning til at foretage et direkte skøn over det samlede biotopindhold og biotopernes størrelsesfordeling i de østdanske landbrugsområder. Dette skøn kan ved sammenligning med et tilsvarende opnået ved extrapolation udfra de 13 undersøgte områder tillade en vurdering af disses repræsentativitet. Det giver også mulighed for at vurdere den gennemførte regionaliserings relevans for småbiotopmønstret.

9.1.2 Valg af opmålingsfelter

Udfra tidligere indhøstede erfaringer med aflæsning af kortsignaturer fra 4-cm.kortblade (Agger og Jensen 1982) blev det vurderet, at vi i den foreliggende undersøgelse kunne overkomme at aflæse kort dækkende af størrelsesordenen 2-300 kv.km.

ANTAL FELTER

Da det samlede areal for de 8 regioner udgør 12 722 kv.km. valgtes at foretage en aflæsning af 1 kv.km.pr. 50 kv.km., hvilket udfra en gennemsnitsbetragtning ialt skulle give 254 1-kv.km.-felter at aflæse, eller 11 aflæsninger i den mindste region og 69 i den største (se tabel 2.3).

Ved valget af de konkrete felter til aflæsning fulgtes følgende kriterier:

UDVALGS KRITERIER

1. De udvalgte felter skulle være jævnt spredt udover Østdanmark.

2. Felterne skulle vælges tilfældigt i forhold til biotopmønstret, dog således at

3. de udvalgte felter skulle rumme mindst 3/4 (75 ha.) landbrugsareal.

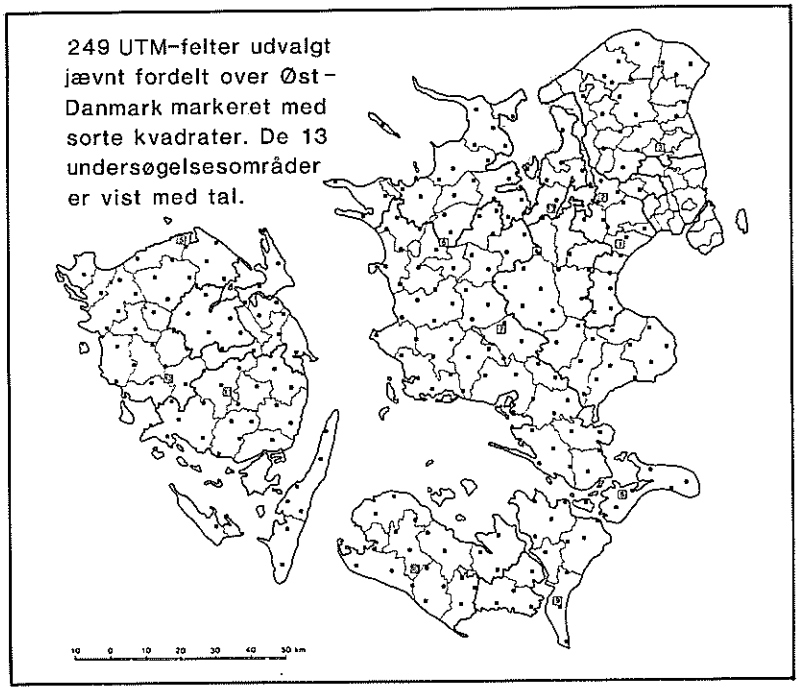
4. Af hensyn til undersøgelsens reproducerbarhed skulle de udvalgte felter afgrænses af på kortene angivne UTM-koordinater.

UTM-KOORDINATER

Disse kriterier er fulgt ved at udvælge samtlige UTM-kvadrater beliggende umiddelbart NØ for de punkter, hvor UTM-koordinater (i zone 32 eller 33) med slutcifrene 0 og 5 skærer hinanden.

Hvor dette valg ikke har kunnet tilfredsstille det tredie kriterie, er der i stedet målt på nabofeltet (for såvidt dette kunne tilfredsstille kriterie 3). Valget af dette er søgt randomiseret ved succesivt at vælge det østlige, det ØSØ-lige, det sydlige etc. nabo-/genbofelt, hver gang dette problem opstod.

Fig. 9.1



9.1.3 Det anvendte småbiotopbegreb

Ved defineringen af hvad der på kortbladene skulle opfattes som småbiotoper, er så vidt muligt anvendt det småbiotopbegreb, der iøvrigt er anvendt i den foreliggende undersøgelse. Det vil sige, at en småbiotopsignatur er en signatur, der kan formodes at repræsentere et permanent vegetationsbærende uopdyrket område af lineær udstrækning eller af en størrelse på ikke over 2 hektar.

UDELUKKELSER

Større udyrkede områder er dog ligesom arealer med signatur for bebyggelse/have blevet opmålt for at kunne fraregnes det samlede areal indenfor det undersøgte felt, for derved at tillade efterfølgende beregning af biotoptætheden i det egentlige agerland.

I lighed med den øvrige undersøgelse er en opmåling af signaturer, der ligger op til bebyggede områder, til udyrkede arealer over 2 ha. og op til anden småbiotop ikke blevet opmålt eller på anden måde inddraget i analysen.

Areelle småbiotoper, der gennemskæres af UTM-koordinater (feltets grænser) er ligesom i feltundersøgelsen kun medtaget, hvor mere end 50% af deres areal har været beliggende indenfor det valgte analysefelt.

FEJLKILDER

I forhold til den øvrige undersøgelse, der har haft feltiagttagelser at støtte sig til, har den her valgte fremgangsmåde stødt på tolkningsvanskeligheder på især tre punkter, i en sådan grad at det må formodes at indebære en vis bias.

ENGE VED OG I MOSER

For det første har tolkningen af signaturerne for eng-mose-komplekser voldt problemer. Dette skyldes at samme lyseblå baggrundsfarve kan anvendes både for eng- og for mosearealer. Ofte vil sidstnævnte yderligere være suppleret med signaturer for sump (vandrette streger) eller trægrupper - men ikke altid og ikke for de mindste områder. Dette indebærer, at eng typisk beliggende op til mosekomplekser, ikke kan udskilles som landbrugsarealer med samme sikkerhed, som det er sket i den øvrige undersøgelse.

Overfor dette problem er valgt den fremgangsmåde, at alle arealer (uanset størrelse) med lyseblå baggrundsfarve men uden andre signaturer inde i det blå areal er regnet for enge. Hvorimod arealer med lyseblå baggrundsfarve, som rummer andre signaturer (grøfter, træer m.m), er blevet klassificeret som "mose". Af de sidstnævnte er dog arealer over 2 ha. blevet klassificeret som "skov" uanset om eventuelle mosesignaturer har været dominerende i arealet eller ej.

Dette formodes at have ført til en vis overestimering af den faktiske betydning af biotoptypen "mose". Et forhold som dog formodes i nogen grad at være modvirket af, at flere komplekse områder rummende eng-, skov- og mosearealer, fordi de har været over 2 ha., ikke er regnet med som småbiotoper.

HEGN OP TIL GÅRDE

Det andet tolkningsproblem drejer sig om vanskeligheden ved at afgøre, om et hegn beliggende i umiddelbar nærhed af bebyggelse skal regnes som en del af denne (med dens have) eller skal regnes for at være en af agerlandets småbiotoper, d.v.s. med dyrket jord på begge sider.

I mange sådanne tilfælde er der på kortene angivet et smalt ufarvet areal mellem et hegn og en bebyggelse/have ved en gård, hvor erfaringerne fra feltundersøgelsen med stor sandsynlighed lader formode, at det ufarvede areal ikke er genstand for dyrkning.

Imidlertid er der mange tvivlstilfælde og overgange til situationer, hvor en sådan signatur med stor sandsynlighed kan formodes at repræsentere en "rigtig" agerlandssmåbiotop. Derfor er det af hensyn til konsistensen i aflæsningerne fra det ene kort til det andet alligevel valgt at stå fast ved, at ufarvede arealer repræsenterer dyrkede flader.

Dette indebærer en vis omend beskeden overestimering af hegnenes udbredelse og tæthed i kortanalysen sammenlignet med, hvad en feltundersøgelse ville give.

VEJGRØFTER

Et tredie problem knytter sig til det forhold, at grøfter langs veje ikke registreres på 4cm.-kortene undtagen i ganske specielle tilfælde (jvf.kap.5). Dette betyder en klar underestimering af denne biotoptype.

Om alle de nævnte fejlkilder gælder dog, at de formodes at ramme jævnt udover alle de registrerede regioner, hvorfor det i så fald ikke skulle anfægte mulighederne for at vurdere relative forskelle i biotopmønstret regionerne imellem.

9.1.4 Selve opmålingen

LINEAL

Lineære biotopsignaturer er med lineal målt i mm., og for hver type er summen indenfor kvadratet noteret (1 mm. svarer til 40 m. i felten).

DIGITAL-
BORD

De areelle biotoper, skovområder og bebyggede arealer er opmålt på digitalbord med en nøjagtighed på plus/minus 0.1 ha.. For skov og bebyggede arealer er det samlede areal indenfor feltet noteret. For søer, moser, beplantninger, bevoksninger og grusgrave er arealet af hver enkelt biotop noteret. For solitære træer/trægrupper, gravhøje/dysser og vandhuller/brønde/kilder under 0.1 ha, er kun noteret antallet indenfor hvert felt.

I de tilfælde, hvor to lineære signaturer forløber optil eller oveni hinanden, er kombinationstypen noteret selvstændigt. For diger langs markveje er dog kun diget registreret.

Træ-bolle-signaturen er tolket som "træræk-ke" og registreret som 1 mm.(40 m.). I

tilfælde af ækvidistante træboller er hele den linieformede biotop registreret som bærende en trærække.

ANVENDTE SIGNATURER

Figur 9.2 giver en samlet oversigt over de anvendte signatur-/biotoptyper.

Fig.9.2 Signaturer og biotoptyper anvendt i 4-cm.kortanalysen

LINIEFORMEDE BIOTOPER			AREELLE
HEGN	TRÆRÆKKE	UBEVOKSET	BIOTOPER
Hegn	T.på dige	Markvej	Vandhuller
H.på dige	T.v.vej	Anden vej	under .1 ha.
H.v.grøft	T.v.grøft	Dige	Søer og
H.v.vandl.	T.v.vandl.	Grøft	vandhuller
H.på skrænt	T.på bane	Vandløb	Moser
H.på bane	T.på skrænt	Skrænt	Beplantninger
H.v.markvej		Bane	Bevoksninger
H.v.anden vej			Grusgrave
			Solitære tr. og trægrup.
			Gravhøje og dysser

Endvidere er som nævnt skove (incl.moser over 2 ha.) og bebyggede arealer opmålt samlet. Det samme er tilfældet med engarealerne indenfor hvert UTM-felt.

HØJDEKURVER

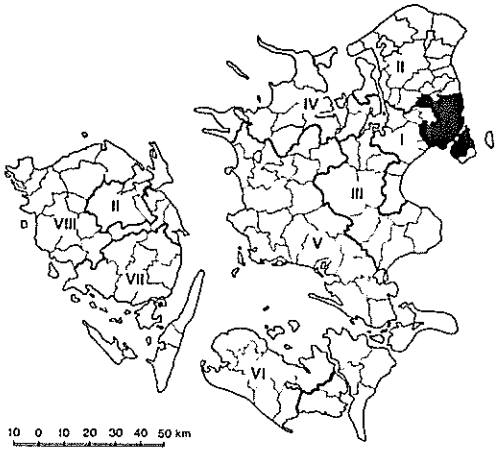
Endelig er der foretaget en optælling af, hvor mange gange en højdekurve skærer eller tangerer UTM-feltets grænser. Dette antal, der i det følgende betegnes feltets "kotesum", er taget som mål for dettes grad af kupering.

9.1.5 Målte tætheder samlet bedømt

En opgørelse af den gennemsnitlige biotoptæthed pr.kv.km. landbrugsareal (d.v.s. fraregnet skovarealer og bebyggede områder) i de 8 regioner er givet i tabel 9.1. Region V er her som i flere af de senere tabeller delt op i en sydlig og en nordlig del. Den sydlige dækker SØ-Lolland, Falster, Møn og Bogø. Den nordlige dækker den del af region V, der ligger på Sjælland.

Tabel 9.1 De gennemsnitlige biotoptætheder i agerlandet i de otte regioner målt udfra signaturer på 4-cm.kort, angivet meter og antal pr. kvadratkilometer.(højre kolonne er vægtet gennemsnit).

Region	I	II	III	IV	VS	VN	VI	VII	VIII	I-VIII
Antal felter	15	25	25	27	21	53	20	26	37	249
LINIEFORMEDE:										
HEGN:										
Alm.hegn	540	852	364	742	565	269	488	965	1317	676
H.på dige	864	684	1677	729	700	1145	120	3078	1535	1230
H.v.grøft	228	93	132	46	246	124	172	102	113	130
H.v.vandløb	64	82	104	0	78	75	223	135	116	94
H.på skrænt	0	0	0	0	0	2	19	15	8	5
H.på bane	29	0	10	6	67	18	32	75	44	30
H.v.m.vej	64	106	97	74	78	65	82	0	309	105
H.v.a.vej	47	84	109	80	4	22	56	853	232	164
Hegn ialt	1836	1901	2493	1677	1738	1720	1192	5223	3674	2434
TRÆRÆKKER										
T.på dige	35	57	65	322	80	210	0	176	81	131
T.v.vej	327	194	218	150	213	227	221	101	203	202
T.v.grøft	192	56	35	33	128	35	60	27	38	56
T.v.vandløb	18	18	4	13	21	19	24	14	22	17
T.på skrænt	0	2	4	6	6	5	0	3	2	3
T.på bane	0	0	12	10	48	15	11	41	46	22
Trærækker ialt:	572	328	338	534	496	511	316	362	392	431
UBEVOKSET										
Markvej	1129	1398	696	1171	1092	902	535	868	1031	976
Anden vej	1383	1428	1739	1326	982	1438	1190	943	910	1263
Dige	452	416	447	1005	600	570	60	650	540	548
Grøft	694	246	378	298	270	168	238	270	245	279
Vandløb	277	183	160	241	487	247	414	285	281	268
Skrænt	0	14	25	20	30	14	0	7	18	15
Bane	55	106	14	106	15	96	0	66	5	56
Ubev.ialt	3990	3791	3458	4167	3476	3435	2337	3089	3030	3405
AREELLE:										
Vandh.u..01ha.	2.3	1.8	4.2	1.4	2.5	3.5	4.1	2.9	.7	2.58
Andre vandh.	1.0	1.6	.7	1.4	.4	.3	.8	.4	.6	.74
Moser	.7	.9	.4	.6	.4	.5	.1	.3	.2	.45
Beplantninger	.3	.6	.0	.6	.2	.2	0	.4	.2	.27
Bevoksninger	.2	.9	.4	.7	.5	.5	.3	.5	1.1	.61
Grusgrave	0	.1	0	0	0	.1	0	.2	.1	.07
Solit.træer	.8	.6	.7	1.0	.8	.9	.7	.7	.8	.79
Gravhøje	.3	.2	0	.3	.1	.2	0	.0	0	.12
Linieformede ialt km/kv.km:	6398	6019	6289	6378	5710	5666	3845	8674	7096	6270
Areelle ialt antal/kv.km:	5.6	6.8	6.4	6.2	4.8	6.3	6.0	5.4	3.8	5.69



Det samlede areal af agerland i de 249 analyserede UTM-kvadrater udgjorde 228 kv.km. (godt 91%). Her fandtes signaturer svarende til 1434 km linieformede og 1297 stk. areelle biotoper. Bedømt udfra de regionsvise gennemsnitstætheder fordeler disse sig relativt jævnt (se de to nederste linier i tabel 9.1). Gennemsnittet for de linieformede varierer omkring 6.3 km.pr.kv. km. med 3.8 (V.Lolland) som det laveste og 8.7 (S.Fyn) som det højeste. De areelle varierer omkring 5.7 pr.kv.km. med 3.8 (N.Fyn) som det laveste og 6.8 (N.Sjælland) som det højeste. For de enkelte biotop-/signaturtyper varierer de regionsvise gennemsnit som venteligt betydeligt mere.

9.1.6 Samlet vurdering af biotoptætheder

Oplysningerne i tabel 9.1. kan danne baggrund for en bedømmelse af det samlede biotopindhold i de østdanske landbrugsområder.

Af tabel 2.3 fremgår, hvor stor en del landbrugsarealet udgør i de enkelte regioner, og i gennemgangen af de enkelte regioner, der følger efter denne tabel, angives de enkelte regioners samlede areal. Multipliceres disse to angivelser med de i tabel 9.1 angivne gennemsnitlige biotoptætheder, opnås et skøn over det samlede biotopindhold i hele Østdanmark (excl. Bornholm). Beregningen vil dog føre til et omend svagt overestimat (på formentlig ikke over 2%), fordi arealet optaget af landbrugsejendommenes bygninger og haver indgår i tabel 2.3`s angivelse af landbrugsarealet. Resultaterne af disse beregninger er angivet i tabel 9.2.

Tabel 9.2 Det skønnede indhold af småbiotoper i de 8 østdanske regioner målt udfra 249 udvalgte UTM-kvadrater. Landbrugsareal i kvadratkilometer, biotoper i km. og antal.

Region	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	I-VIII
Landbrugsareal	299	776	922	764	2517	804	1040	1263	8385
LINIEFORMEDE:									
HEGN:									
Alm.hegn	161	661	336	567	888	392	1004	1663	5672
H.på dige	258	531	1546	557	2564	96	3201	1939	10692
H.v.grøft	68	72	122	35	399	138	106	143	1083
H.v.vandløb	19	64	96	0	190	179	140	147	835
H.på skrænt	0	0	0	0	3	15	16	10	44
H.v. bane	9	0	9	5	81	26	78	56	264
H.v.markvej	19	82	89	57	173	66	0	390	876
H.v.anden vej	14	65	100	61	44	45	887	293	1509
Hegn ialt	549	1475	2299	1281	4343	958	5432	4640	20976
TRÆRÆKKER:									
T.på dige	10	44	60	246	437	0	183	102	1082
T.v.vej	98	151	201	115	560	178	105	256	1664
T..grøft	57	43	32	25	156	48	28	48	437
T.v.vandløb	5	14	4	10	50	19	15	28	145
T.på skrænt	0	2	4	5	13	0	3	3	30
T.v. bane	0	0	11	8	62	9	43	58	191
Træræk̀ker ialt	171	254	312	408	1278	254	376	495	3549
UBEVOKSET:									
Markvej	338	1085	642	895	2406	430	903	1302	8001
Anden vej	414	1108	1603	1013	3294	957	981	1149	10519
Dige	135	323	412	768	1457	48	676	682	4501
Grøft	208	191	349	228	495	191	281	309	2252
Vandløb	83	142	148	184	792	252	296	354	2251
Skrænt	0	11	23	15	47	0	7	23	126
Bane	16	82	13	81	183	0	69	6	450
Ubev. ialt	1193	2941	3188	3184	8675	1879	3213	3827	28100
AREELLE:									
Vandh.u..olha.	676	1427	3890	1115	8164	3281	3015	861	22429
Andre vandh.	305	1253	608	1085	769	604	399	786	5809
Moser	218	731	324	482	1245	86	310	262	3658
Beplantninger	87	453	41	482	513	0	399	262	2237
Bevoksninger	65	731	405	542	1318	259	488	1422	5230
Grusgrave	0	70	0	0	110	0	177	150	507
Solit.træer	240	453	608	784	2197	561	754	1010	6607
Gravhøje	87	139	0	211	476	0	44	0	957
Linieformede ialt km:	1913	4670	5799	4873	14296	3091	9021	8962	52625
Areelle ialt antal:	1679	5257	5876	4702	14791	4792	5587	4752	47436

Tabel 9.2 viser, at der skønnet udfra de i 1983 senest udkomne 4-cm.kort (i gennemsnit sat til 1974) var signaturer for godt 50 000 kilometer linieformede biotoper og for nær 50 000 areelle småbiotoper. Af de linieformede udgjorde veje 43%. Af de areelle udgjordes godt halvdelen af vandhuller, hvoraf 80% var under 0.01 ha..

Disse og de øvrige data i tabel 9.2 kan sammenlignes med de estimater, der kan opnås ved at extrapolere ud fra de biotoptætheder, der er fundet ved feltanalysen i de 13 udvalgte undersøgelsesområder.

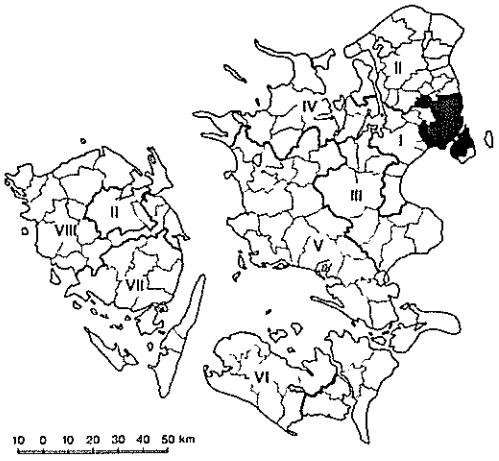
Til dette formål er der i de 52 UTM-kvadrater, der indgår i de 13 undersøgelsesområder, fortaget en opmåling af signaturerne på 4-cm.kortene efter samme procedure, som er anvendt for de 249 omtalte kvadrater, der er jævnt spredt udover kortbladene for Østdanmark.

For hvert af de 13 områder er derefter beregnet den gennemsnitlige tæthed af h.h.v. linieformede og areelle biotopsignaturer pr.kv.km.. Disse gennemsnit er sammenlignet med den gennemsnitlige tæthed i den pågældende region (bedømt udfra 249 UTM-koordinater) som vist i tabel 9.3.

Tabel 9.3 De gennemsnitlige signaturertætheder for linieformede og areelle biotoper på 4-cm.kort dækkende hhv. 249 jævnt fordelte og 52 felter fordelt på de 13 undersøgelsesområder i Østdanmark anført under hhv. "Region" og "område". Angivelser i kilometer og antal pr. kv.km. "Sl" og "Sa" angiver spredningen på hhv. aflæsninger af linieformede og areelle biotopsignaturer i regionens felter.

Region	Område	Gennemnit af linieformede Region	Gennemnit af linieformede Område	Gennemsnit af areelle Region	Gennemsnit af areelle Område	Sl	Sa
I	1	6.38	6.80	5.60	6.30	1.91	2.54
I	2	6.38	5.04	5.60	10.39*	1.91	2.54
II	3	5.98	6.63	6.62	15.42*	1.56	4.58
III							
IV	13	6.36	5.24	6.18	7.75	1.65	4.05
V	4	5.66	4.27	5.81	10.65*	1.97	4.07
V	6	5.66	6.54	5.81	4.63	1.97	4.07
V	7	5.66	4.44	5.81	3.05	1.97	4.07
V	8	5.66	5.20	5.81	4.34	1.97	4.07
V	9	5.66	8.53*	5.81	1.56*	1.97	4.07
VI	10	3.80	4.87*	5.98	8.16	1.04	4.04
VII	11	8.75	9.04	5.35	3.68	2.54	3.88
VIII	5	7.08	4.93*	3.74	2.55	1.70	2.94
VIII	12	7.08	8.76*	3.74	6.47	1.70	2.94
I-VIII:		6.25	6.18	5.56	6.53		

* angiver signifikant afvigelse



Ved sammenligningen er anvendt en t-test på 95% signifikansniveau. Dette er under antagelse af at signaturtæthederne indenfor den enkelte region kan beskrives som normalfordelte. Det er en antagelse, der tydeligt ikke holder, når man betragter fordelingen af enkeltsignaturtyper. Men her, hvor signaturerne, der sammenlignes, omfatter alle hhv. linieformede og areelle, er antagelsen dog anset for at være forsvarlig til formålet: At give en grov vurdering af de udvalgte områders repræsentativitet.

Tabellen viser, at der er tale om, at den gennemsnitlige signaturtæthed i de 13 undersøgelsesområder i 8 ud af 26 mulige tilfælde afviger signifikant fra det regionale gennemsnit. Med det valgte signifikans niveau ville dette forventes kun at have været tilfældet i 1 ud af 20 tilfælde, hvis undersøgelsesområderne repræsenterede tilfældige udsnit af pågældende region.

Som der er redegjort for i kap.2 har der dog heller ikke været tale om et tilstræbt tilfældigt udvalg af undersøgelsesområder.

Valget af 5 af disse (omr.7,8,9,12 og 13) har bevidst været styret af ønsket om at få bestemte landskabstyper dækket ind. Men selv om vi ser bort fra disse, er der stadigt i de resterende 8 områder tale om signifikante afvigelser i 5 udaf 16 mulige tilfælde.

Dette fører til konklusionen, at de undersøgte områder samlet betragtet må formodes ikke at udgøre et repræsentativt udsnit af de østdanske agerlandsområder. Dette fører videre til, at der bedømt udfra de 13 undersøgelsesområder må formodes at ske en overvurdering af den samlede mængde af areelle småbiotoper, som dog må anses for ubetydelig i forhold til to andre årsager, der skal omtales her.

I forhold til det reelle biotopindhold (i felten) afviger signaturerne på 4-cm.kortene systematisk på især 2 punkter:

A) De mindste biotoper og biotoptyper er ikke indikeret på kortene.

B) Kortene er nødvendigvis altid i større eller mindre grad forældede.

Ingen af disse to forhold behøver dog at anfægte muligheden for at drage områdevise sammenligninger. Derimod udgør de naturligvis et problem, når man anvender kortoplysninger til en vurdering af et områdes samlede biotopindhold (som diskuteret i kap.8).

På den baggrund vurderer vi, at det bedste skøn over den samlede mængde af signaturer for hhv. linieformede og areelle biotoper i den her foreliggende sammenhæng opnås ved en regionsvis extrapolation udfra kortregistreringen som anført i tabel 9.2. Resultatet af denne beregning er sammen med en tilsvarende extrapolation ud fra signaturerne i de 52 undersøgelsesfelter vist i tabel 9.4. (her er tætheden i region 3, hvor der ikke er gennemført feltregistreringer, skønnet som gennemsnittet af de tre tilgænsende regioner. Der ses at være en høj grad af overensstemmelse i skønnet over den samlede længde af linieformede biotoper. For antallet af signaturer for areelle biotoper, ses den formodede afvigelse at gøre sig gældende. Estimatet af de areelle udfra de 52 felter ligger ca. 14% over det opnået udfra de 249 UTM-felter.

Tabel 9.4 Det samlede indhold af småbiotoper i Østdanmark skønnet udfra hhv. småbiotopsignaturer aflæst af 4-cm.kort og småbiotoper registreret i felten. Angivet i kilometer og antal.

Bedømt udfra:	Linieformede	Areelle
249 UTM-kvadrater ca. 1974	53 625	47 436
52 UTM-kvadrater ca. 1974	53 132	54 277
Feltregistrering i 52 felter 1981	44 361	88 859

I tabel 9.4 er også anført de skøn, der opnås ved at extrapolere udfra feltregistreringens resultater. De ses at afvige markant fra de ovenstående. Forklaringen på afvigelserne er de allerede omtalte forhold: At kortene ikke viser de mindste biotoper, og at de altid er mere eller mindre forældede.

Antager vi, at estimaterne ud fra de 249 UTM-felter giver det bedste skøn over det østdanske områdes samlede signaturmængde, og antages feltregistreringen at angive forskellen mellem kort og virkelighed, bliver et bedre (korrigeret) skøn:

Linieformede:44361 x 53625/53132= 44.773km.

Areelle: 88859 x 47436/54277= 77.659 stk.

9.2 Repræsentativiteten af de undersøgte bedrifter

I undersøgelsen indgik 181 interviews med landmænd, hvis bedrifter dækker et samlet dyrket areal på 6597 ha. En del af bedrifternes jord (ialt 44%) ligger dog udenfor de 13 undersøgelsesområder. Således er det dyrkede areal indenfor områderne, der er dækket ind med interviews, på 3683 ha (eller 76%) af det feltregistrerede agerland.

I det følgende skal de interviewede bedrifter præsenteres nærmere, idet der samtidigt vil blive lagt vægt på vurderingen af, i hvilken udstrækning disse kan siges at være repræsentative for landsdelen.

9.2.1 Fordeling på brugsstørrelser

I tabel 9.5 er de 181 bedrifter fordelt efter størrelsen af det dyrkede areal. I parantes er angivet det antal brug, der skulle have været interviewet, såfremt de 181 bedrifter havde haft en størrelsesfordeling som den, der gjorde sig samlet gældende i de i landsdelen indgående amter i 1981.

Tabel 9.5 De 181 interviewede bedrifter fordelt efter størrelsen af det samlede dyrkede areal. I () er angivet det udfra landsdelsgennemsnittet forventede antal.

	u.10 ha	10-19.9	20-49.9	50-99.9	o.100	Ialt
Antal	41 (73)	46 (30)	62 (50)	22 (12)	10 (4)	181
Dyrket areal i hektar:	248.8	663.2	1997.2	1350.1	2237.7	6597.0
Feltregistreret i hektar:	244.4	579.7	1364.0	891.6	603.7	3683.4
Feltregistreret i % dyrket areal	98	87	68	66	26	56
Feltregistreret i % af int.areal	7(6)	16(15)	37(43)	24(23)	16(14)	100

Som det ses, er der antalsmæssigt en klar underrepræsentation af helt små brug, mens større brug er overrepræsenterede. Forklaringen herpå fremgår af tabellens nederste række, hvor der er en god overensstemmelse mellem det, der er anført hhv. indenfor og udenfor parantes. Det repræsentativiteten skal bedømmes udfra, er den gennemsnitlige fordeling af arealer på bedriftsstørrelser og ikke den gennemsnitlige fordeling af bedrifter på de undersøgte arealer.

FORPAGTNING

9.2.2 Forpagtningsforhold

33 af de 181 bedrifter har jord i forpagtning. 15 af disse dyrker udelukkende forpagtet jord. Af det feltregistrerede areal er 14.1% forpagtet. Til sammenligning var 16.4% af det dyrkede areal i Danmark i 1981 forpagtet. Da ydermere forpagtningsgraden er noget højere på øerne end i Jylland, må det konstateres, at andelen af forpagtet jordtilliggende for de undersøgte bedrifter er mindre, end hvad der gælder for landsdelen som helhed. En mulig forklaring herpå kan dog være, at en relativt større del af det ikke-interviewede areal har hørt til forpagtninger (f.eks. helforpagtninger hvor vi ikke fandt "nogen hjemme").

Ligesom for landet som helhed knytter langt størstedelen af den forpagtede jord sig til de store bedrifter.

ALDER

9.2.3 Aldersfordeling

Som det fremgår af tabel 9.6, svarer brugernes aldersfordeling pænt til landsgennemsnittet (når der ses bort fra en vis overvægt af brugere under 30 år).

Fordelt på bedriftstørrelser viser det sig, at brugere på især de helt store bedrifter har en lav gennemsnitlig alder (39 år). Denne tendens viser sig også på landsbasis, omend den her er betydeligt svagere.

Tabel 9.6 Aldersfordeling af de 181 interviewede brugere, fordelt på aldersklasser registreret og hvad der udfra landsgennemsnittet kunne forventes. Angivet er også den gennemsnitlige alder i de enkelte brugsstørrelsesklasser.

	u.30 år	30-39	40-49	50-59	60-69	0.70	Ialt
Interviewede	14	25	36	51	34	21	181
Landsgennemsnit	7	27	40	49	41	17	181

Brugsstørrelser	u.10 ha	10-19	20-50	50-100	o.100
Gnsn. alder	45.5	55.2	51.0	50.8	39.2

AREALANVENDELSE

9.2.4 Landbrugsaealets anvendelse

Der er ikke i tilknytning til feltundersøgelsen fortaget en kartering af arealanvendelsen i undersøgelsesområderne. Men af hensyn til den senere tolkning af småbiotopernes status og funktion blev der indhentet oplysninger om hvilke former for arealanvendelse, der gjorde sig gældende på de interviewede bedrifter i 1981. Herved opnåedes informationer, der er delvist sammenlignelige med tilgængelige statistiske data. I tabel 9.7 er vist, på hvor stor en andel af bedrifterne indenfor de forskellige størrelsesklasser, der er udlagt forskellige arealtyper.

Da der er tale om sammenligninger af brugsantal, skal man i tabellen være opmærksom på, at total-tallene påvirkes af den skæve fordeling af brugene på størrelsesklasser. Forholdene på de store brug får mere vægt i interview-resultaterne end i landsgennemsnittet.

Tabel 9.7 Arealanvendelsen i 1981 på de 181 interviewede brug og i landet som helhed angivet som, hvor stor en procentuel andel af bedrifterne der rumnmede pågældende arealtype. Landsgennemsnit er angivet i ().

	u.10 ha	10-19	20-49	50-99	o.100	Ialt	antal brug
Hvede*	15(4)	13(7)	34(16)	59(31)	80(59)	30(12)	54
Rug	-(4)	6(6)	18(9)	41(17)	30(30)	14(8)	26
Byg	84(76)	98(94)	94(95)	100(97)	90(98)	93(90)	69
Havre	7(4)	-(7)	3(11)	18(16)	30(21)	7(9)	12
Kartofler	-(10)	4(10)	-(10)	5(14)	30(15)	3(10)	6
Fabriksroer	24(18)	50(9)	55(12)	68(16)	70(25)	49(10)	89
Foderroer	(5)	(39)	(48)	(44)	(21)	(36)	
Græs indenfor omdrift	20(32)	28(49)	31(56)	14(55)	10(36)	24(47)	44
Græs udenfor omdrift	15(29)	17(43)	27(53)	41(56)	34(54)	24(49)	43
% brug med skov	5	4	19	18	70	15	27
Gennemsnitligt skovareal i ha	.5	.7	2.6	7.0	116.1	32.4	
Bedrifter ialt:	41	46	62	22	10		181

* kun bedrifter med vinterhvede. Ca. 10% af bedrifterne dyrkede vinterhvede i 1981.

KORN

Når hveden optræde mere end dobbelt så ofte i underrsøgelsen som i landet som helhed, kan dette tildels forklares med hvedens generelt meget større udbredelse på øerne end i Jylland. Da tallene for landsgennemsnittet kun angiver hyppigheden af vinterhvede forudsætter sammenligningen, at vårhveden kun optræder på brug, der også dyrker vinterhvede. Dette gælder ihvertfald ikke for de mindre brug. Da antallet af brug, der dyrker vårhvede, kun er 1/10 af det antal, der dyrker vinterhvede, kan dette dog ikke tillægges den store vægt. Også rugen er mere udbredt i landsdelen end i landet som helhed. Her springer dog den meget store andel af brug ml.50 og 100 ha, der dyrker rug, i øjnene. Både byggen og havren følger nogenlunde landsgennemsnittet.

Kun i 6 tilfælde er der noteret dyrkning af kartofler, hvilket næppe tillader nogen yderligere tolkning.

ROER

For roernes vedkommende er der for landsgennemnittet angivet to tal hhv. for fabriksukkerroer og for foderroer. Under forudsætning af at der ikke dyrkes roer til begge formål på samme bedrift, kan tallene adderes ved sammenligning med undersøgelsens tal. I så fald er der god overensstemmelse især for de mindre brugs vedkommende. Men for de større brug gør kombinationen af de to afgrødetyper sig i højere grad gældende, hvorfor det er tydeligt at sukkerroer er hyppigere som afgrøde i undersøgelsesområdet end i landet som helhed. Imidlertid er landsdelen bl.a. kendetegnet ved at omfatte næsten hele Danmarks produktion af fabriksroer (95% af det hertil udlagte areal og 38% af det samlede areal med sukkerroer). Roer udgør 11% af arealet i landsdelen mod 7% i landet som helhed.De mange tilfælde af sukkerroer er derfor ikke urimelige set ud fra et repræsentativitetssynspunkt.

GRÆS

For græsarealerne gør sig det modsatte gældende. Under 25% af de interviewede brug har udlagt græsarealer, hvilket er betydeligt under landsgennemsnittet, der i så henseende ligger på lidt under 50%. Hvor græs inden- og udenfor omdrift på landsbasis udgør hhv. 14.2% og 8.5% af det samlede dyrkede areal, udgør disse arealer i 1981 kun hhv. 5.1% og 4.8% i landsdelen.

SKOV

Det fremgår tydeligt at skovarealet pr. bedrift vokser med dennes størrelse. Først ved bedrifter på 20-49 ha. bliver skovtilligendet så stort, at det samlet overstiger 2 ha.pr. bedrift. Det er ligeledes tydeligt, at de større sammenhængende skovpartier knytter sig til de helt store brug på over 100 ha.. Da der imidlertid for de fleste bedrifter er tale om endog meget små skovarealer, er en sammenligning med de tilgængelige skovstatistikker, der alene angår væsentligt større skovarealer, ikke meningsfuld.

9.2.5 Blandede bedrifter

KVÆG

Af de interviewede brug angav 40% at have kvæg (mod 34% i landsdelen). Af disse havde 28% malkekvæg (mod et landsdelsgennemsnit på 26%). Af kvægbesætningerne var langt de

fleste (69%) på brugene mellem 10 og 50 ha., men det var især på brug over 100 ha. at blandet drift dominerede. I tabel 9.8 er givet en oversigt over de registrerede blandede bedrifter.

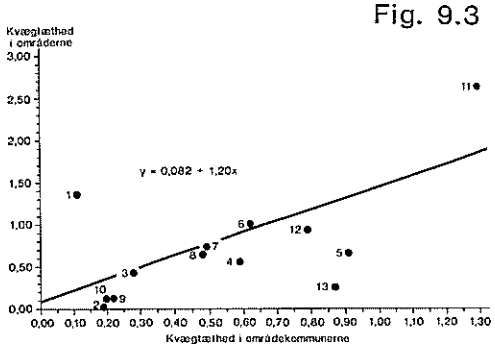
Tabel 9.8 Fordelingen af blandede bedrifter på brugsstørrelser i de 181 interviewede landbrug og i () det tilsvarende gennemsnit for landsdelen (Østdanmark excl.Bornholm). Talangivelser i % af brug i størrelsesklassen.

Hektar	Med malkekvæg %	Med kvæg %	Antal brug
u.10	20 (16)	22 (24)	41
10-19	33 (48)	35 (60)	46
20-49	34 (33)	55 (42)	62
50-100	27 (29)	32 (36)	22
o. 100	10 (27)	60 (36)	10

Som det ses svarer fordelingen af malkekvægbesætninger nogenlunde til gennemsnittet for landsdelen, hvor det også især er brug i størrelsen 20-49 ha., der tegner sig for størstedelen.

Kvægbesætningerne viser en noget mindre overensstemmelse mellem de interviewerde brug og gennemsnittet for landsdelen. Især for de store brug er der afvigelser.

Fig. 9.3



Kvægtætheden i de 13 undersøgelsesområder plottet mod kvægtætheden i de kommuner disse er beliggende i.

I fig 9.3 er det for de enkelte undersøgelsesområder gennemsnitlige antal høvder pr. hektar bedømt udfra de interviewede ejendomme plottet ud mod den tilsvarende tæthed i de 13 kommuner undersøgelsesområderne er beliggende i.

Selvom korrelationen som forventet ikke er overvældende (r=.63), er hældningen (på 1.20) ikke så fjern fra 1.00, som den ideelt kunne forventes at være.

32% af de interviewede brug angav at have søer (mod 35% i gennemsnit for landsdelen) 29% angav at producere fedesvin (mod 38% i gennemsnit for landsdelen).

HESTE

På 14% af de interviewede gårde holdtes heste (mod et gennemsnit på 13% for landsdelen).

9.2.6 Samlet om repræsentativiten af de interviewede bedrifter

De interviewede 181 ejendomme udgør kun 0.5% af de 36 000 landbrugsejendomme, der i 1981 fandtes i Østdanmark(excl.Bornholm). På den baggrund må det generelt konkluderes, at overensstemmelsen mellem den undersøgte stikprøve og landsdelsgennemsnittet er god, set i forhold til hvad man kunne forvente. Men dette fjerner dog ikke helt problemerne med at extrapolere ud fra en (så) lille stikprøve.

Det skal dog bedømmes i forhold til, i hvilken udstrækning de eksisterende forskelle i den gennemsnitlige brugsstruktur har betydning for småbiotopmønstret og dettes udvikling. Dette vil blive taget op i det efterfølgende kapitel, hvor forskellige landbrugsmæssige faktorers betydning for småbiotopmønstret vil blive behandlet. Inden da skal dog repræsentativiteten af den historiske analyse kommenteres.

9.3 Repræsentativitet af den historiske analyse

Repræsentativitetsmæssigt (forstået som udtryk for et landsdelsgennemsnit) står den historiske analyse åbenlyst svagt, i og med at kun 5 områder er blevet analyseret.

Dertil kommer, at de 5 områder, fremfor at skulle vise et gennemsnitligt udviklingsforløb, er blevet udvalgt, så de kunne formodes at beskrive forskellige typer af udvikling.

Repræsentativitetsvurderingen kan derfor ikke blive af statistisk karakter, men må indskrænkes til overvejelser om det typiske i de enkelte områders udviklingsforløb.

I denne forbindelse er det i særlig grad værd at bemærke, at område 9 (Bøtø-området i Sydfalster kommune) og til dels område 10 (i Højreby kommune på Lolland) historisk skiller sig ud. De to områder og her især område 9 er præget af tørlægningshistorie og en dermed forbunden højere grad af egentlig (til dels planlagt) kulturudvikling. Denne kan give sig udslag i en højere grad af dynamik i biotopudviklingen, en større tendens til at ganske få biotoptyper

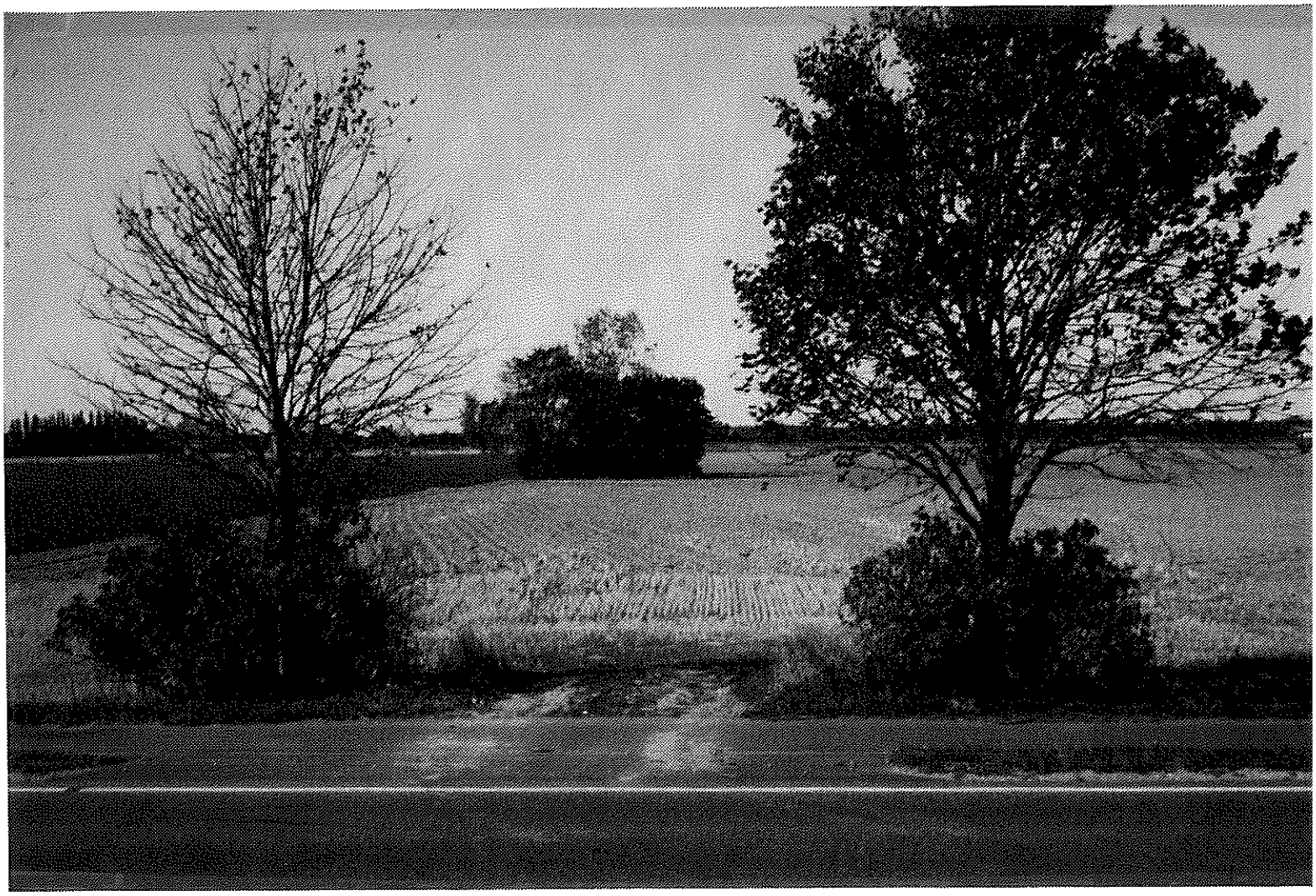
dominerer biotopmønstret og endelig en højere grad af monotoni i biotoperne og biotopmønstret, end det umiddelbart fremgår af de statistiske mål. Den generelt massive kulturpåvirkning resulterer i ekstremt ensartede typer f.eks. småbiotoper med samme alder, samme vegetation og samme fysiske form f.eks. poppelhegn, ensartede beplantninger, ensartede grøfter etc..

Statistiske gennemsnitsbetragtninger over den historiske udvikling i småbiotopmønstret er således lidet meningsfuld udfra de 5 analyserede områder, men ville også kun være det i begrænset omfang, selv hvor anseeligt flere (tidskrævende!) tilsvarende analyser i andre områder havde været gennemført.

De østdanske landskaber rummer ikke een men flere forskellige udviklingshistorier knyttet til forskellige historiske- og aktuelle landskabstyper, der i givet fald måtte analyseres separat, og hvor eventuelle extrapolationer måtte gennemføres type for type. Diskussionen om, hvorvidt en sådan typificering er mulig for det idag eksisterende biotopmønster, tages op i det næst-følgende kapitel, hvor det forsøges at foretage en klassificering af biotopmønstre udfra signaturerne på 4-cm.kort.

10. BIOTOPMØNSTERBETINGEDE FORHOLD

NEDLAGT MARKVEJ



10 Biotopbestemmende faktorer

I dette kapitel skal det forsøges, at vurdere i hvilken udstrækning de faktorer, der i særlig grad kan forventes at være bestemmende for biotopmønstrets sammensætning og tæthed, slår igennem i det foreliggende materiale.

FORBEHOLD

Der skal dog ikke stilles for store forventninger til, hvad en sådan analyse kan vise. Antallet af influerende faktorer er overvældende i forhold til undersøgelsens omfang. Nok er der registreret mere end to tusinde biotoper, men antallet af måder, hvorpå faktorer med formodet indflydelse på biotopbilledet kan kombineres på er tilsvarende stort. F.eks. vil 8 jordbundstyper, 5 landskabstyper, 5 ejendomsstørrelser, 7 beliggenhedstyper i forhold til ejendoms - skel, 2 driftformer, 3 aldersklasser for landmænd og 3 jagtkategorier og 4 urbaniseringsgrader give 25.200 forskellige kombinationer/pladser i en korrelationsmatrice. Af denne grund har vi afstået fra at gennemføre nogen kompleksanalyse.

De enkelte faktorer vil blive behandlet en for en. Det kan derfor kun forventes, at særligt kraftige faktorer overhovedet har mulighed for at kunne afsløres. Som det fremgår af diskussionen, vil det endvidere være vanskeligt at adskille afledte korrellationer fra ægte, dvs. kausalbetingede korrellationer.

DISPOSITION

Kapitlet er disponeret med udgangspunkt i den hovedopdeling af formodede biotopbestemmende faktorer, der også blev anvendt ved den indledende regionalisering, der gik forud for valget af undersøgelsesområder (kap.2). Først beskrives formodede økologiske faktorer, derefter de landbrugsmæssige faktorer. Kapitlet afsluttes med en kort omtale af de urbaniseringsmæssige faktorer, der, skønt det oprindeligt var planlagt, af tidsmæssige årsager ikke er oparbejdet i den her forelagte del af projektet.

10.1 Økologiske faktorer

Til denne gruppe henregnes de faktorer i naturgrundlaget, der i særlig grad sætter sig spor i biotopmønstret. Her skal behand-

les hhv. jordbundstype og landskabstype udtrykt i landskabsrelieffet. En tredie faktor, som formodes at have stor indflydelse, vandforholdene, har ikke i tilstrækkelig grad været gjort til genstand for registrering, til at den kan præsenteres her, uagtet at den formodes at være ganske betydningsfuld i denne sammenhæng.

10.1.1 Jordbunden

JORDTYPER

Ved hjælp af arealdatakontorets jordbundsklassificeringskort er hver af de i felten registrerede biotoper blevet søgt henført som beliggende på en af de 8 jordbundstyper, der opereres med i dette kortmateriale. Udfra disse kort er det endvidere skønnet (v.hj.a. millimeter transparent), hvor stort et areal de forskellige jordtyper dækker i det enkelte undersøgelsesområde. I tabel 10.1 er disse oplysninger opsummeret, og tætheden af fire biotopkombinationstyper er beregnet for hver jordtype.

Tabel 10.1 Det samlede areal i hektar af de forskellige jordbundstyper i de 13 undersøgelsesområder og den gennemsnitlige biotoptæthed i antal pr.100 ha.

DDJ-type	1	2	3	4	5	6	7	8	1-8
Areal	108	269	1296	1648	1099	0	392	0	4812
Tørre l.	37	23	24	25	21	-	20	-	23
Våde l.	10	17	2	2	2	-	8	-	4
Våde a.	3.7	1.1	5.1	6.7	6.8	-	7.1	-	5.9
Tørre a.	10.2	6.7	6.2	4.0	3.6	-	5.1	-	4.9

Om indholdet af tabel 10.1 skal det bemærkes, at jordtyperne 1 og 2 (grov- og finsandet jord) overhovedet kun indgår i de to af de 13 områder, hvor der har fundet inddæmning sted. Det drejer sig for type 1 udelukkende om område 9 (Bøtø) og for type 2 om 239 ha. i område 9 og 30 ha. i område 5 (Bogense).

Om fordelingen af de enkelte biotopkombinationstyper på jordtype kan det bemærkes at:

LINIEFORMEDES FORDELING

Tørre linieformede biotoper er særligt hyppige på jordbundstype 1. I de bagvedliggende data ses dette alene at skyldes de mange læhegn i Bøtø-området. Den gennemsnitlige tæthed for tørre linieformede er iøvrigt bemærkelsesværdigt ensartet på de øvrige jordtyper.

Våde_linieformede biotoper er hyppige på de lette jorde (type 1 og 2), hvilket man ikke umiddelbart skulle forvente (jvf.afsnit 2.3) Men det skyldes i dette materiale den store tæthed af grøfter og afvandingskanaler i de to omtalte inddæmningsområder. Tætheden er også høj på humusjorde (type 7), hvilket var at forvente, da humusjorde netop dannes i vandlidende områder.

AREELLES FORDELING

Våde_areelle ses at have undergennemsnitlig tæthed på de lette jorde, hvilket var at forvente, dels ud fra disse jordtypers store vandgennemtrængelighed, dels udfra den konkrete udviklingshistorie (tidligere havbund) for de områder der i denne undersøgelse rummer lette jorde. Omvendt er tætheden overgennemsnitlig på humusjorde, hvilket umiddelbart kunne forventes. Når den trods alt ikke er mere markant, hænger det sammen med, at "våde areelle" er sammensat af to dominerende biotoptyper, der forholder sig helt forskelligt til jordtypen: Mergelgravene der overvejende findes på fede jorde, og moser der i højere grad er knyttet til humusjorde. Dette er yderligere belyst i tabel 10.2.

Tabel 10.2 Den gennemsnitlige tæthed i alle 13 undersøgelsesområder af hhv. moser og andre våde areelle, angivet i antal pr. 100 hektar.

DDj-type	1	2	3	4	5	6	7	8	1-8
Moser	1.9	0.4	3.6	3.0	0.9	-	5.1	-	2.7
Andre va.	1.9	1.0	1.4	3.6	5.9	-	2.0	-	3.2

I tabel 10.2 træder det klarere frem, at moserne i særlig grad er knyttet til humusjorde. Når det ikke viser sig i endnu højere grad, er det p.gr.a. jordbundskortenes begrænsede detaljeringsgrad, hvilket en sammenligning med den af DGU for visse områder gennemførte jordbundskartering ville kunne demonstrere. Omvendt ses de "andre våde areelle", der for 2/3`s vedkommende består af mergelgrave, især at være knyttet til jordbundstype 5 (lerjord) og 4 (sandblandet ler).

De_tørre_areelle viser på sandjord en overgennemsnitlig tæthed. Igen er det alene Bøtø-området, der spiller ind, her med dette områdes relativt mange beplantninger. Indenfor de øvrige jordbundstyper viser

tabel 10.1 den relativt laveste biotoptæthed på de fedeste jorde (type 4 og 5), hvilket er udtryk for disse arealers intensive opdyrkning og omvendt beplantninger og tørre grusgraves tendens til større tæthed på de lidt lettere jorde.

KAUSAL FORHOLD

Det kan konkluderes, at undersøgelsens resultater understøtter formodninger om:

A) At forkomst af lette jorde animerer til plantning af læhegn,

B) at etablering af beplantninger oftere foregår på lettere jorde end på andre jordtyper, og

C) at de fedeste jordtyper tendentielt vil blive udnyttet mere intensivt og derfor være relativt fattige på småbiotoper, med mindre at andre ikke af jordtypen direkte affødte faktorer gør sig gældende.

PARALLELITET

Derudover viser resultaterne, at der er faktorer, der på een gang påvirker både jordtypen og småbiotopmønstret, således at disse to størrelser optræder parallelt. Det antydes i materialet at gøre sig gældende for:

a) Inddæmninger af tidligere havbund, der fører til en samtidig optræden af lette jordtyper og relativt mange læhegn, beplantninger og grøfter og få andre areelle.

b) Forekomst af mergel i undergrunden der fører til en samtidig optræden af fede jordbundstyper og stor forekomst af våde areelle (mergelgrave).

c) Vandforholdene, der i vandlidende områder fører til en samtidig optræden af humusjorde og relativt stor tæthed af våde biotoper (grøfter og moser).

Samlet tyder undersøgelsen på, at der selv udfra de i forhold til biotopmønstret relativt usikre angivelser af jordbundstype på DDJ`s kort kan findes korrellationer med biotopmønstret. Skal dette senere anvendes f.eks. som led i et videre kortlægningsarbejde, synes de 8 jordbundstyper hensigtsmæssigt at kunne samles i fire grupper: 1+2, 3, 4+5 og 7 (og mglv. en femte: 8). Endvidere bør overvejes, hvor det er muligt,

at anvende den mere detaljerede kortlægning fortaget af DGU. Denne dækker dog endnu kun en del af landet.

10.1.2 Landskabstype

Den anden, af det vi har kaldt økologiske faktorer, der skal behandles, er den geomorfologiske landskabstype. Der er her tale om et aspekt ved naturgrundlaget, der på mange måder er flettet tæt sammen både med de allerede behandlede jordtyper og med de efterfølgende behandlede landbrugsmæssige faktorer. Således svarer der f.eks. til bestemte geomorfologiske landskabstyper ofte karakteristiske fordelinger af jordbundstyper.

TYPER

I det østlige Danmark (excl.Bornholm) er de geomorfologiske landskabstyper alle dannet under- og efter sidste istid. De principielle typer, som landskaberne kan inddeles i er, som det blev beskrevet i indledningen til kap.6.1: Morænelandskaber fra sidste istid, randmoræne landskaber, dødis landskaber, hedesletter, åse, tunneldale, ekstramarginale smeltevandsfloddale, marint forland og kunstigt tørlagte arealer.

Bortset fra hedesletter og åse er alle disse landskabstyper repræsenteret i undersøgelsen. Langt hovedparten af det undersøgte areal omfatter moræne landskaber. Men som det blev omtalt i kap. 9.1, har de særlige hensyn til at få alle de vigtigste landskabstyper med i undersøgelsen ført til, at andelen af især kunstigt tørlagte arealer og formentlig også dødis landskaber har en overgennemsnitlig repræsentation i undersøgelsen set i forhold til det østdanske agerland som helhed.

DÅRLIGT GRUNDLAG

De forventninger vi havde, til at undersøgelsen skulle kunne levere et brugbart grundlag for at vurdere korrellationer mellem landskabstype og biotopmønster, har det imidlertid ikke været muligt at indfri. Dette skyldes, at de eksisterende geomorfologiske kort, der dækker hele Østdanmark, opererer på et betydeligt højere skala-niveau, end det der er nødvendigt, hvis man vil arbejde med småbiotoper i felten.

Det kan man danne sig et indtryk af ved at

sammenligne de anførte udsnit af 4-cm.kort med de viste geomorfologiske kort i kap. 6.1. Forklaringen ligger ikke alene i spørgsmålet om, hvor detaljerede kort der er udgivet, men også i hvor præcist det overhovedet er muligt, i felten blot indenfor 4 kv.km. at dele området op i forskellige landskabstyper.

I alle tilfælde har dette ført til, at vi har måtte afstå fra, at vurdere landskabstypernes direkte kvantitative indflydelse på biotopmønstret. Men som det fremgår af det følgende, har det været muligt at gennemføre vurderinger, der indirekte viser noget om landskabstypens indflydelse: Korrellering mellem landskabsrelieffet og biotopmønstret.

Biotopmønstrets afhængighed af landskabsrelieffet

RELIEF

Bl.a. udfra en formodning om, at landskabsrelieffet har en afgørende indflydelse på biotopmønstret på en sådan måde, at ihvertfald de areelle biotoper er mere almindelige i kuperet terrain end i flade landskaber, er en sådan korrellering afprøvet.

Som mål for "graden af kupering" er anvendt antallet af gange, hvor de for undersøgelsesfeltet afgrænsende UTM-linier skæres eller tangeres af højdekurver (0; 5; 10; 15....meter kurverne). Dette mål er i det følgende betegnet som feltets eller områdets

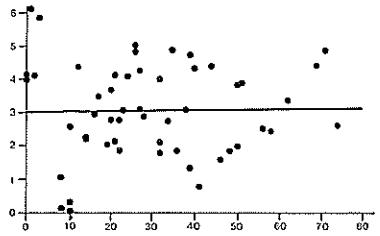
KOTESUM

kotesum. Optællingerne af kotesummerne er sket på nyeste 4-cm.kort. Undersøgelsen er dels gennemført for de 13 undersøgelsesområder, dels for de i kap.9.1 omtalte 249 felter på kortblade fordelt jævnt udover kortene for Østdanmark.

DE 13 OMRÅDER

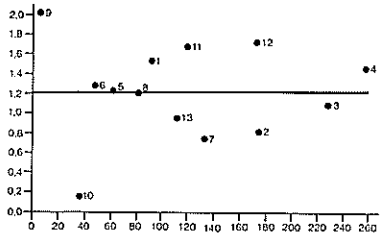
For de 13 undersøgelsesområder er biotoptæthederne de, der er fundet ved feltundersøgelsen. Kotesummen er korrelleret med tætheden af forskellige biotopkombinationstyper, som det fremgår af tabel 10.3 og de efterfølgende grafer (fig.10.1-10.12). Som mål for tæthed er for de linieformede anvendt meter og for de areelle antal pr. 100 hektar. Tætheden er plottet mod kotesummen dels for alle de (13 x 4) 52 felter, dels for de 13 områder taget hver for sig.

Fig. 10.1



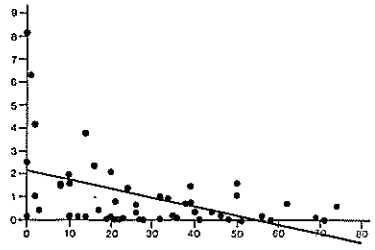
Tørre linieformede (type 4-10) i meter mod kotesum for alle 52 undersøgte felter.

Fig. 10.2



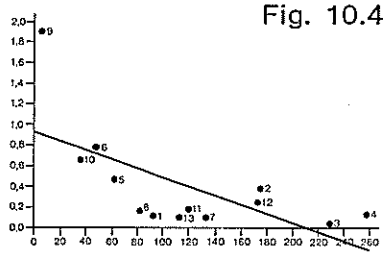
Tørre linieformede (type 4-10) i meter mod kotesum for de 13 områder.

Fig. 10.3



Våde linieformede (type 11-15) i meter mod kotesum for alle 52 undersøgte felter.

Fig. 10.4



Våde linieformede (type 11-15) i meter mod kotesum for de 13 områder.

Tabel 10.3 Biotopkombinationstypers tæthed plottet mod landskabsrelieffet (målt som kotesum). Hældning på regressionslinien og korrellationskoefficienten r er angivet.

	De 52 felter		De 13 områder	
	hældn.	r	hældn.	r
Tørre linief. (excl.veje)	1.86	.0250	1.33	.0200
Våde linief.	-39.29	.4716	-43.30	.6436
Våde areelle (incl.t.grave)	.155	.5555	.151	.6543
Tørre areelle	.041	.3183	.045	.4756
Alle areelle (excl.m.grave)	.206	.6844	.208	.7603
Alle areelle	.195	.6206	.192	.7553

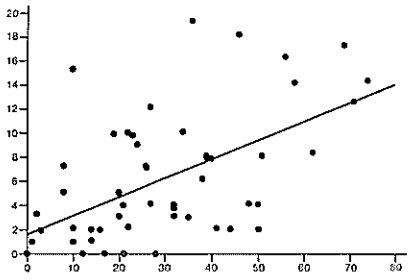
Generelt kan det konstateres, at ingen af de gennemførte korrellationsberegninger viser signifikante sammenhænge (r-værdierne er lave). En klar signifikans var dog næppe heller at forvente, i betragtning af hvor mange andre og til dels naturgrundlags-uafhængige faktorer der påvirker biotopmønstret. Dertil kommer, at den lineære regressions forudsætning om, at værdierne omkring den enkelte X-værdi skal være normalt-fordelte næppe er opfyldt. Flertallet af biotopkombinationstypernes tætheder synes snarere at være binominalt fordelte, hvilket diskuteres nøjere i afsnittet omhandlende analysen af de 249 UTM-kvadrater (kap. 6.3).

Med disse forbehold kan der kun drages grove slutninger om eventuelle tendenser mht. biotopmønstrets afhængighed af landskabsrelieffet. Mere sikre konklusioner ville forudsætte et langt større datagrundlag end det foreliggende. Det ville endvidere kræve en analyse af kotesummens anvendelighed som udtryk for et områdes relieffenergi. En sådan er ikke gennemført. Målemetodens berettigelse hviler alene på, at den er nem at gennemføre, og at den trods alt, som det fremgår af det følgende, fører til øjensynligt rimelige resultater.

LINIEFORMEDE

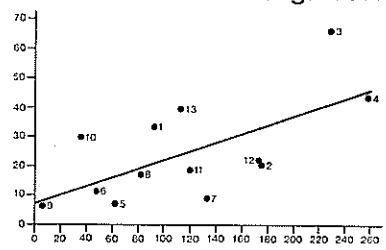
Tørre linieformede viser i begge de gennemførte beregninger ingen sammenhæng med kotesummen.

Fig. 10.5



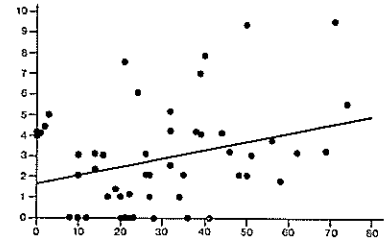
Søer og grave (type 16-26) antal mod kotesum for alle 52 undersøgte felter.

Fig. 10.6



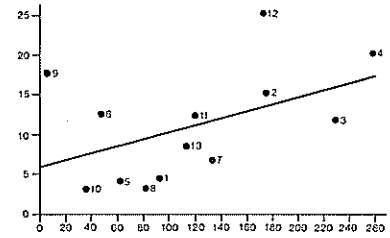
Søer og grave (type 16-26) antal mod kotesum for de 13 områder.

Fig. 10.7



Tørre areelle (type 27-30) antal mod kotesum for alle 52 undersøgte felter.

Fig. 10.8



Tørre areelle (type 27-30) antal mod kotesum for de 13 områder.

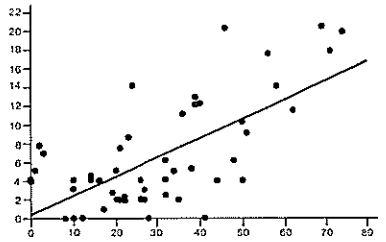
Våde_linieformede viser for begge de gennemførte beregninger en relativ klar negativ korrellation mellem biotoptætheden og kotesummen. Det vil sige, at jo mere kuperet et landskab er, des færre våde linieformede biotoper er der at finde. Dette var da også generelt at forvente. Specielt synes det forklarligt udfra to betragtninger. For det første indgår der i de undersøgte felter afvandingsområder (Bøtø, Bogense og Åmosen), som dels er lidet kuperede dels rummer et stort indhold af afvandingsgrøfter. For det andet indgår der i undersøgelsen to udprægede dødis landskaber (område 3 i Birkerød og område 4 i Ringsted kommune), hvor de mange små vandlidende områder kun vanskeligt lader sig afvande, hvorfor tætheden af afvandingsgrøfter er relativ lav.

Våde_areelle omfatter her aht. sammenligneligheden med den efterfølgende analyse af de 249 felter også tørre mergel- og grusgrave. Begge de gennemførte beregninger viser en relativ klar positiv korrelation med kotesummen. Dvs. at jo mere kuperet et terrain er, des flere våde areelle biotoper vil det indeholde. Plottet viser, at det ikke mindst er de to dødisområder (omr.3 og 4), der bidrager til denne tendens. Var disse to områder ikke med i materialet, havde en positiv korrelation næppe kunnet påvises.

Tørre areelle omfatter her kun gravhøje, remiser, beplantninger og bevoksninger. Beregningerne viser en svag positiv korrellation med kotesummen, hvilket vil sige, at jo mere kuperet et område er des flere tørre areelle vil det rumme. Igen udmærker de to dødislandskaber sig med meget høje samhørende værdier. Dette gælder også område 12 (Glamsbjerg), der dels rummer områder med dødis landskabskarakter dels er præget af randmoræneland skaber. Tendsensen er dog for denne gruppe usikkert bestemt (lave r-værdier).

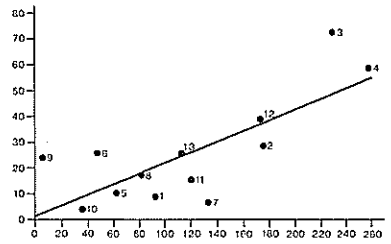
Alle_areelle_excl.mergelgrave: Under indtryk af det store antal mergelgrave i det flade lollandske område, har det været forsøgt at trække mergelgrave ud af beregningen, for dermed at se om det resulterer i en endnu klarere positiv korrellation

Fig. 10.9



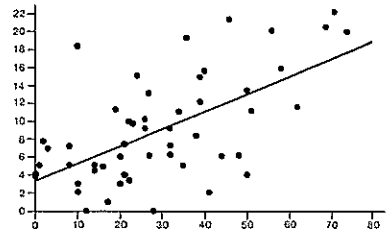
Areelle excl. mergelgrave (type 18-30 excl. 25 og 26) antal mod kotesum for alle 52 undersøgte felter.

Fig. 10.10



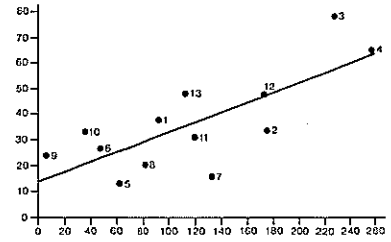
Areelle excl. mergelgrave (type 18-30 excl. 25 og 26) antal mod kotesum for de 13 områder.

Fig. 10.11



Alle areelle (type 16-30) antal mod kotesum for alle 52 undersøgte felter.

Fig. 10.12



Alle areelle (type 16-30) antal mod kotesum for de 13 områder.

mellem høj kotesum og høj biotoptæthed. I begrænset omfang ses dette at være tilfældet.

Alle areelle viser en klarere positiv og bedre bestemt korrellation med kotesummen, end hvor de våde- og de tørre areelle tages hver for sig.

For de 249 UTM-felter er det tætheden af signaturer for småbiotoper, der er søgt korreleret med kotesummen. Tætheden af småbiotopsignaturer er ikke umiddelbart sammenlignelig med tætheden af småbiotoper i felten. Da dette allerede er diskuteret (i kap.9.1), skal vi i det følgende alene se på, i hvilken udstrækning de samme tendenser til korrellation mellem kotesum og tæthed, som de der kunne iagttages for de 13 feltundersøgelsesområder, også gør sig gældende for signaturerne i de 249 UTM-felter.

I tabel 10.4 er der givet en oversigt over resultaterne. For hver region er anført den gennemsnitlige kotesum og standardafvigelsen på denne. For hver biotopkombinationstype er anført om den fundne korrellation har været positiv eller negativ. Endelig er der for alle regioner under et anført det vægtede gennemsnit af hældningen og r-værdien for regressionslinien, der kan lægges i plottet af signaturtætheder mod kotesum for pågældende biotopkombinationstype.

Tabel 10.4 Signaturtæthed plottet mod kotesum for 249 UTM-felter fordelt på biotopkombinatioinstyper og regioner. Kotesum og standardafvigelsen for denne i antal. () angiver at r-værdien er under o.1. "+" og "-" angiver hhv. positiv og negativ korrelation mellem kotesum og biotoptæthed.

Region	Kotesum	S.d.af kotes.	Tø. lf.	Vå. lf.	Vå. ar.	Tø. ar.	Alle are.
1	30	11	+	(+)	(+)	+	+
2	41	15	-	-	+	+	+
3	28	16	-	(-)	(-)	+	(+)
4	46	22	+	-	+	+	+
5S	25	16	(-)	-	-	(+)	(-)
5N	33	17	+	-	+	+	+
6	9	4	-	(-)	(-)	(-)	(-)
7	43	16	+	(-)	+	+	+
8	37	28	-	-	+	+	+
		+:	4	1	6	8	7
Ialt	34	-:	5	8	3	1	2
Vægtet hældning:			11.9	-12.5	2.3	4.8	7.1
Vægtet r-værdi:			.091	.207	.162	.391	.351

Generelt viser tabel 10.4, at der er tale om meget usikkert bestemte korrellationer. Dels er der tale om mange særdeles usikkert bestemte linier (13 ud af 45 mulige r-værdier er under 0.1), dels viser opgørelserne for den enkelte biotopkombinationstype, at der for alle kan forekomme både regioner med positive og regioner med negative korrellationer.

Men trods alt kan det konstateres, at der ihvertfald ikke er nogen direkte modstrid mellem de tendenser plottet af biotoptætheder mod kotesum for de 13 undersøgelsesområder viste, som var at:

TENDENSER

De tørre linieformede ikke ses at udvise sammenhæng med kotesummen.

Våde linieformede tyder på at være negativt korrelleret med kotesummen.

Våde areelle tyder på at være positivt korrelleret med kotesummen.

Tørre arelle tyder på at være relativt tydeligt korrelleret med kotesummen.

Alle areelle under et tyder ligeledes på at være positivt korrelleret med kotesummen.

Visse af regionerne har generelt felter med meget lave kotesummer, og visse har også meget ringe variation i kotesummen fra det ene felt til det andet. Dette gør sig i særlig grad gældende for region 6. Dette indebærer i disse tilfælde, at et hvilket som helst plot af signaturtyper indenfor disse regioner generelt vil være usikkert bestemt. Gennemføres de ovenangivne vurderinger alene på de fire regioner, der viser overgennemsnitlige kotesummer (regionerne 2, 4, 7 og 8), forstærkes de anførte konklusioner. For de tørre linieformede viser 2 af de fire regioner positiv korrellation og to negativ korrellation. For alle de øvrige biotopkombinationstyper er der derimod tale om udelukkende enten negative (de våde linieformede) eller positive korrellationer (de areelle). For de linieformede forbliver de gennemsnitlige r-værdier uforandret lave, medens de for de tre areelle kombinationstyper alle øges.

SAMLET KONKLUSION

Samlet kan det konkluderes, at overfladerelieffet udtrykt som kotesummen synes at have en afgørende indflydelse på småbiotopmønstrets sammensætning og tæthed. Der er dog heri store forskelle mellem de forskellige biotopkombinationstyper. De tørre linieformede viser ingen afhængighed af kotesumnmen, de våde linieformede viser en negativ- og både de våde- og de tørre areelle viser en positiv korrellation. Ingen af de gennemførte beregninger viser dog statistisk signifikante sammenhænge. I betragtning af hvor mange andre - af naturgrundlaget delvis uafhængige faktorer, der også har betydning for biotopmønstret, må resultaterne dog føre til, at relieffet alligevel tillægges en afgørende betydning.

Endelig skal det til tabel 10.3 bemærkes, at den i alle tilfælde viser en bedre korrellation mellem biotoptæthed og kotesum for de 13 områder end for de 52 felter. Dette understøtter den også andetsteds (bl.a. kap.11.3) omtalte formodning om, at den valgte størrelse af undersøgelsesområderne på 4 kv.km. med fordel kunne have været større.

Som det gør sig gældende også ved bedømmelsen af de øvrige biotopbestemmende faktorer, må faren for at drage falske slutninger om årsags/virkningsforhold betones. Men hvad enten der er tale om egentligt kausalt

betingede korrellationer eller blot om parallellitet i forkomsten af biotoper og et bestemt relief, kan sammenhængen være nytteig at have kendskab til f.eks. i forbindelse med kortlægningsopgaver.

HISTORISKE FORHOLD

Ved bedømmelsen af relieffets biotopbestemmende potentiale er det endvidere væsentligt at påpege, at den historiske udvikling for nogle biotoptyper kan have sløret en oprindelig klarere sammenhæng. F.eks. kan den omfattende rørlægning af våde linieformede gjort den negative korrellation mellem disse og kotesummen mindre. Og omvendt har den især i de senere år hyppige anlæggelse af beplantninger og remiser på pletter med mager jord, formentlig øget den positive korrelation mellem tætheden af disse og kotesummen.

Sagt med andre ord er relieffets betydning som biotopbestemmende faktor ligesom de øvrige biotopbestemmende faktorer en størrelse, hvis indflydelse ændres i takt med den historiske udvikling. Da landbrugsudviklingen generelt har været præget af en stadigt større frigørelse, fra de skranker naturgrundlaget sætter for produktionen, må det formodes, at "de økologiske faktorers" biotopbestemmende indflydelse generelt har været aftagende. Ændres udviklingsbetingelserne i retning af en situation, hvor samfundet bl.a. af hensyn til miljøbeskyttelse og friluftsinteresser lægger større vægt på de økologiske aspekter i agerlandet, vil denne udvikling atter kunne vendes.

10.2 Landbrugsmæssige faktorer

LANDBRUG

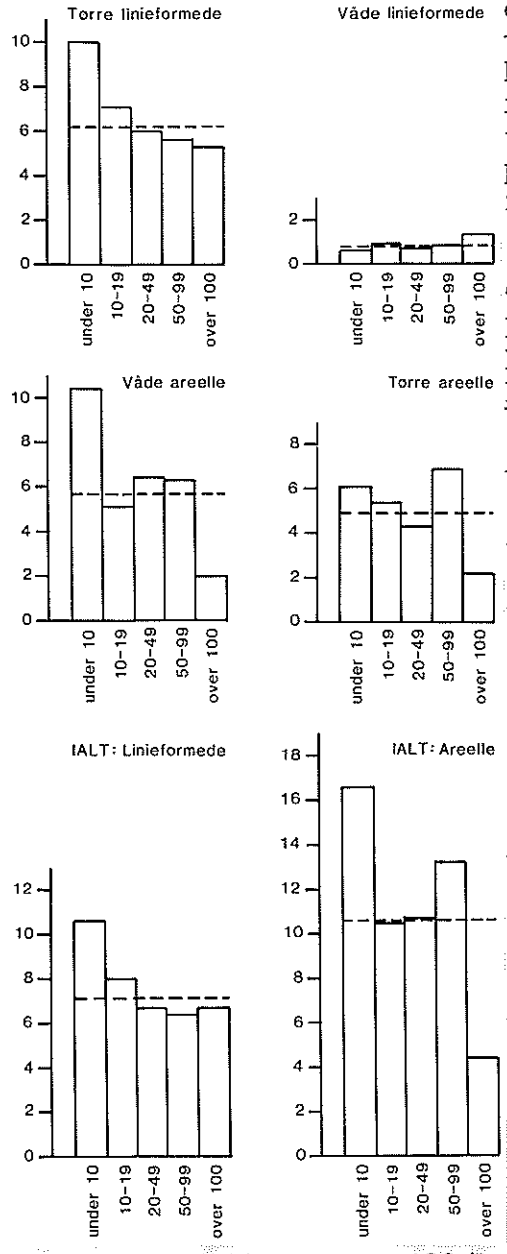
Ved den indledende regionalisering (kap.2) blev der blandt de landbrugsmæssige forhold, for hvilke der forelå landsdækkende statistikker, benyttet de, der formodedes at have den relativt største betydning for biotopmønstret. Det drejede sig bl.a. om fordelingen på bedriftsstørrelser og drifttype. Disse forholds indflydelse på biotopmønstret i de undersøgte områder skal sammen med enkelte andre landbrugsmæssige faktorer vurderes i det følgende.

10.2.1 Bedriftstørrelse

Som det blev beskrevet i kap.7.3, er 2/3 af de linieformede biotoper (målt efter længde) idag beliggende i ejendomsskel. Denne andel varierer fra 51% i område 9 (Bøtø) til 85% i område 10 (Højreby). Det er tænkeligt at denne forskel hænger sammen med bedriftsstørrelserne i de to områder. Store bedrifter må, hvor alt andet er lige (hvad det sjældent er) give relativt flere lineære biotoper inde på selve ejendommen (hvilket diskuteres yderligere i afsn.10.2.2).

EJENDOMSSKEL

Fig. 10.13



Tætheden af biotoper pr. 100 ha indenfor forskellige bedrifts-størrelser. Gennemsnit vist med stiplet linie.

Men er de linieformede stærkere tilknyttet til ejendomsskel end til markskel inde på ejendommen, vil det give sig udslag i en tendens til større biotoptæthed jo mindre bedriftsstørrelsen er. Dette er søgt vurderet i tabel 10.5, hvor den gennemsnitlige tæthed af forskellige biotopkombinationstyper er anført for forskellige bedriftsstørrelser (jvf. Fig.10.13).

Tabel 10.5 Tætheden af forskellige biotopkombinationstyper indenfor forskellige bedriftsstørrelser. Linieformede angivet i km. areelle i antal pr.100 hektar.

	u.10	10-19	20-49	50-99	o.100	Ialt
Tørre linief.	10.0	7.1	6.0	5.6	5.3	6.2
Våde linief.	0.6	0.9	0.7	0.8	1.3	0.8
Våde areelle	10.4	5.1	6.4	6.3	2.0	5.7
Tørre areelle	6.1	5.4	4.3	6.9	2.2	4.9
IALT:						
Linief.	10.6	8.0	6.7	6.4	6.7	7.1
Areelle	16.6	10.5	10.7	13.2	4.4	10.6

Af tabellen ses, at den formodede sammenhæng i nogen grad bekræftes. Tendensen til at biotoptætheden aftager med stigende bedriftsstørrelse, slår klart igennem for de tørre linieformede, men ikke for de våde. At dette ikke er tilfældet for de sidstnævnte, var dog at forvente, disse typers ringe afhængighed af arronderingsmæssige forhold taget i betragtning (jvf.kap. 7.3).

For de arelle gør den samme tendens sig gældende, omend billedet her er mindre eentydigt. Klarest er det for de helt store

bedrifter, der, både hvad angår våde og tørre areelle, udviser klart lavere tæthed. Den største tæthed af våde areelle findes på de mindste brug, men for de resterende er tendensen mindre klar.

TENDENSER

Samlet kan det om biotopmønstrets afhængighed af bedriftsstørrelsen på dette sted konkluderes:

A) At tætheden af de tørre linieformede synes at udvise en aftagende tæthed med stigende bedriftsstørrelse.

B) At tætheden af areelle biotoper udviser samme tendens omend mindre klart. Der synes dog en klar tendens til, at de mindste brug rummer flere areelle biotoper pr. arealenhed end de største brug.

Disse tendenser hænger muligvis sammen med spørgsmålet om markstørrelse, hvilket skal vurderes i det følgende.

10.2.2 Markstørrelse

MARKER

Det fremgår af tabel 10.6, at hyppigheden af de forskellige afgrødetyper på de 181 interviewede bedrifter generelt var stigende med bedriftstørrelsen. Tendensen til at ganske få afgrødetyper dominerer på de mindre bedrifter, må ses som en følge af de senere års ophævelse af regelmæssigt sædskifte også indenfor en ikke-specialiseret bedrifttype.

ANTAL AF AFGRØDETYPER

Tabel 10.6 Antallet af forskellige afgrødetyper indenfor de interviewede bedrifter fordelt på bedriftstørrelse. Græs udenfor omdrift indgår ikke i opgørelsen.

Antal afgr.	u.10	10-19	20-49	50-99	o.100	Ialt
1	21	11	10	0	0	42
2	13	15	15	1	2	46
3	3	14	21	8	1	47
4	3	4	7	7	2	23
5	1	2	7	3	0	13
6	0	0	2	2	3	7
7	0	0	0	1	1	2
8	0	0	0	0	1	1
Ialt:	41	46	62	22	10	181

Tabel 10.6 viser tydeligt, hvorledes antal-

let af afgrøder er stigende med bedriftstørrelsen. Den driftsmæssige mulighed for- og økonomiske nødvendighed af den specialisering, der kommer til udtryk i denne afgrødefordeling, har stor indflydelse på markstrukturen og dennes udvikling.

Da markstrukturen i dette projekt så at sige betragtes som komplementært i forhold til småbiotopstrukturen (jvf.kap.11), er det væsentligt at få kortlagt forholdet mellem afgrødestruktur og markstruktur.

LØS MARK-OPDELING

Antallet af marker indenfor en bedrift er idag i modsætning til tidligere ikke nogen eksakt størrelse. Den generelle tendens til ophævelse af sædskifte har også haft indflydelse på markopdelingen, der idag generelt er mere løs end tidligere. Sammenlægningen af marker gennem nedlæggelse af skel og hegn og rørlægning af grøfter har medvirket hertil. Alligevel er markstrukturen generelt et så historisk trægt moment, også der hvor markskellene ikke længere er markeret med småbiotoper, at antallet af markflader, skønt oplysninger herom ikke blev indhentet under interviewet, alligevel i de fleste tilfælde har kunnet rekonstrueres med rimelig sikkerhed. Resultatet er vist i tabel 10.7.

ANTAL AF MARKER

Tabel 10.7 Antallet af marker indenfor de interviewede bedrifter fordelt på bedriftstørrelser.

Antal marker	u.10	10-19	20-49	50-99	o.100	Ialt
1	13	6	4	0	0	23
2	10	11	8	1	0	30
3	5	8	6	1	0	20
4	5	9	10	1	1	26
5	1	3	6	1	0	11
6	2	3	4	1	0	10
7	1	2	7	1	0	10
8	1	1	1	2	1	6
9	1	1	5	2	0	9
10+	0	0	6	10	6	22
Bedr. ialt	39	44	57	20	8	168
Marker ialt	109	153	302	192	150	905
Marker pr.bdr.	2.8	3.5	5.3	9.6	18.8	5.1
Gnsn. m.str.	2.2	4.2	6.0	6.4	12.8	6.5
Uoplyst ant.bdr.	2	2	5	2	2	13

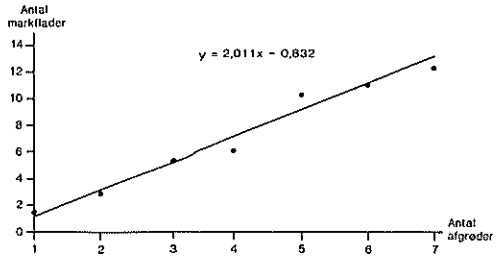
+ 10 marker og derover.

For 168 af de interviewede ejendomme har det været muligt at bestemme antallet af markflader. I gennemsnit har dette ligget på 5.1 mark pr.bedrift. 59% af bedrifterne har under 5 marker, medens kun 13% af bedrifterne har 10 marker og derover. Endvidere skal det bemærkes, at de tre midterste bedriftstørrelsesgrupper stort set har marker af samme gennemsnitlige størrelse (4-6 ha.). Medens hhv. de mindste og de største bedrifter afviger markant i så henseende.

ANTAL AF-GRØDER/ MARKER

Som det fremgår af en sammenligning mellem tabel 10.6 og tabel 10.7, er den positive sammenhæng, der kan konstateres mellem bedriftstørrelsen og antallet af afgrøder endnu mere udpræget for sammenhængen mellem markantallet og bedriftstørrelsen. På det generelle plan er denne sammenhæng naturligvis en indlysende funktion af de begrænsninger, der historisk og bedriftsmæssigt har betinget den generelle markstørrelse. Men netop en nærmere empirisk bestemmelse af disse begrænsninger er afgørende for vurderingen af udviklingstendenserne i mark- og dermed småbiotopstrukturen. Derfor skal sammenligningen detaljeres yderligere.

Fig. 10.14



Antal markflader plottet mod antal afgrøder for de 181 interviewede bedrifter.

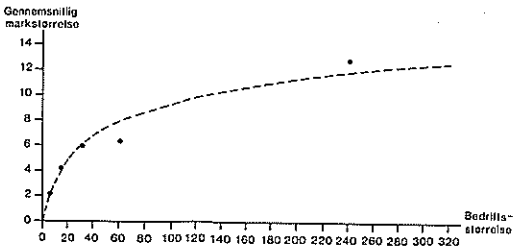
Fig. 10.14 viser sammenhængen mellem markantal og afgrødeantal. Sammenhængen synes rimeligt at kunne beskrives med en ret linie (ligefrem proportionalitet), hvor liniens hældning kan opfattes som et mål for det gennemsnitlige teknologisk betingede behov for en flersidig arealanvendelse. Kun for store bedrifter viser der sig, som det også sås af tabel 10.6 et behov for mere end 5 afgrødetyper. På de mindre bedrifter muliggør specialiseringen ganske eensidig drift med kun en afgrødetype.

Af disse årsager er der grundlag for en stærk indskrænkning af markantallet. De maskin-driftsmæssige optimale markstørrelser kan der stort set ses bort fra (omend de er forskellige for de forskellige afgrødetyper), da disse i reglen ligger i en markant højere størrelsesklasse, end de markstørrelser der idag gør sig gældende (jvf.kap.12.1)

GENNEMSNITLIG MARKSTØRRELSE

I tabel 10.7 er også vist den gennemsnitlige markstørrelse indenfor de enkelte bedriftstørrelsesklasser. Det ses, at der, til trods for at afgrødespecialiseringen også slår igennem indenfor de små bedrifter med tilsvarende reduktion i markantallet til følge, alligevel viser sig en klar tendens til stigende markstørrelse med stigende bedriftstørrelse.

Fig. 10.15



Den gennemsnitlige markstørrelse på 168 bedrifter plottet mod gennemsnitlig bedriftsstørrelse. Kurven beskriver den eksponentielle funktion m = 6,36 Log A - 3,39; hvor m = gennemsnitlig markstørrelse og A er bedriftens areal, begge målt i hektar. Data fra tabel 10.7.

I fig.10.15 er den gennemsnitlige markstørrelse plottet mod den gennemsnitlige bedriftstørrelse. I grafen er fordelingen søgt beskrevet med en eksponentiel funktion fittet ud fra regressionslinien, der bedst beskriver den gennemsnitlige markstørrelse plottet mod logaritmen til den gennemsnitlige bedriftstørrelse. For bedriftsstørrelser omkring 2000 ha (det i Dk.maksimale) er markstørrelsen 18 ha. Også dette kan tages som udtryk for, hvilken markstørrelse det teknologisk betingede behov idag sætter for egentlig stordrift.

I tabel 10.8 er nærmere redegjort for, hvordan den gennemsnitlige markstørrelse fordeler sig indenfor de forskellige bedriftstørrelser.

MARKSTØRRELSE/
BEDRIFTSTØRRELSE

Tabel 10.8 Antallet af bedrifter fordelt efter bedriftstørrelse og gennemsnitlig markstørrelse.

Gnsn. m.str.	u.10	10-19	20-49	50-99	o.100	Ialt
u.2 ha.	16	1	0	0	0	17
2-3.9	8	15	11	3	1	38
4-5.9	9	13	13	4	0	39
6-7.9	5	7	12	7	1	32
8-9.9	1	2	6	2	2	13
10+	0	6	15	4	4	29
Bdr.ialt:	39	44	57	20	8	168

+ 10 og derover.

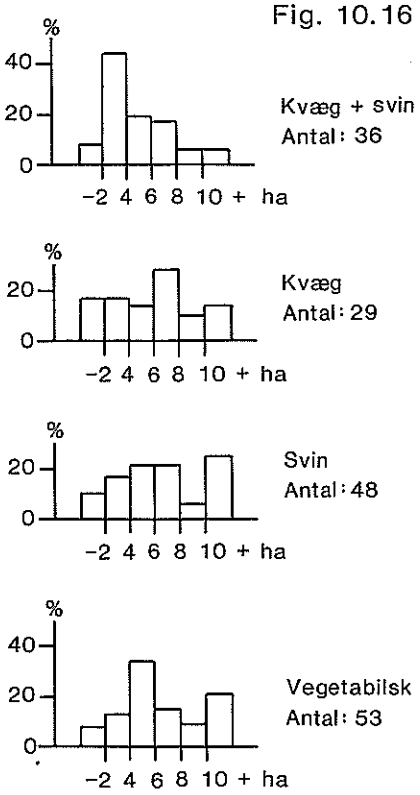
Nok er den gennemsnitlige markstørrelse stigende med bedriftstørrelsen, men der er en klar tendens til, at der sker et spring ved overgangen til egentlig stordrift, hvor markstørrelsen i gennemsnit er næsten 13 hektar. Dette skyldes formentlig, at en vis variation i afgrødemønstret for de mellemstore bedrifter er ønskelig grundet den større frekvens af ikke-specialiseret drift på disse, også selvom det resulterer i en ikke-optimal markstørrelse.

Som det ses af tabel 10.7, har kun 20% af bedrifterne under 20 ha mere end 4 marker, medens kun 15% af brugene over 50 ha. har 4 marker og derunder. Gruppen 20-49 ha. udgør en overgangszone, hvor ca. halvdelen har meget få marker (25% med blot 1-2 marker) og en betydelig del (19%) har mange marker (9 og derover).

Ser vi på fordelingen af brug på gennemsnitlige markstørrelser i tabel 10.8, spores samme tendens dog med en noget bredere overgangszone mellem de forskellige bedriftstørrelser. Små marker (under 4 ha.) er dominerende på bedrifter under 10 ha. Marker på 2-6 ha. dominerer på bedrifter på 10-19 ha., marker på 4-8 ha. dominerer i gruppen 50-99 ha., medens marker på 8 ha. og derover dominerer på helt store brug.

Også tabel 10.8 viser en stor spredning indenfor gruppen 20-49 ha. 19% har marker på gennemsnitligt under 4 ha, og 26% har marker på 10 ha. og derover. Omvendt er overgangen til kvægløst brug og dermed større vægt på eensidig afgrødesammensætning samt dermed forbundne krav om store markflader mere udpræget såvel på de helt små bedrifter som på de helt store. Denne

Fig. 10.16



Den procentuelle fordeling af antallet af bedrifter efter gennemsnitlig markstørrelse.

tvedeling i gruppen af rent vegetabilske brug afspejles også i fig 10.16, hvor der for forskellige driftsformer er vist den procentuelle fordeling af brugene efter gennemsnitlig markstørrelse.

Spørgsmålet er så, i hvilken udstrækning de netop her påviste sammenhænge mellem hhv. afgrødeantallet og antallet af marker er bestemmende for biotopmønmstret. Dette skal diskuteres udfra tabel 10.9, hvor der er gjort nogle empirisk/teoretiske overvejelser over den gennemsnitlige tæthed af hhv. ejendomsskel og markskel indenfor de forskellige bedriftstørrelsesklasser.

Tabel 10.9 Empirisk/teoretisk minimallængder af ejendomsskel og indre markskel i km.pr.100 ha. beregnet for forskellige bedriftstørrelser.

	u.10	10-19	20-49	50-99	o.100	Ialt
Ejnd.sk.	16.1	10.4	7.1	5.1	2.6	6.9
Indre sk.	5.4	4.5	4.6	5.4	4.3	4.4
Ialt:	21.5	15.0	11.7	10.5	6.9	11.3

Grundlaget for beregningerne i tabel 10.9 er de konstaterede bedriftstørrelser og tilhørende markantal. Med disse har det været muligt at beregne den hertil samlede længde af hhv. ejendomsskel og indre markskel, hvis bedriften og dens marker havde haft kvadratisk form. Ejendomsskellængden er i dette tilfælde lig med 4 gange kvadratroden af det samlede areal, og længden af de indre markskel kan beregnes som det halve af (markantal gange 4 gange kvadratroden af den gennemsnitlige markstørrelse minus ejendomsskellængden).

Som tidligere fremhævet er ejendomsskel næsten altid biotopbærende (med linieformede biotoper). Af tabel 10.9 ses, at forskellen i tætheden af ejendomsskel da må være en meget væsentlig del af forklaringen på, at tætheden af linieformede biotoper er væsentligt lavere på større end på mindre bedrifter.

BIOTOPTÆTHED/
BEDRIFTSTØRRELSE

Når forskellen i tætheden af linieformede biotoper rent faktisk er langt mindre (se tabel 10.5), end denne forskel i tætheden af ejendomsskel lader formode, skyldes det,

at tætheden af indre skel stort set, som det antydes i tabel 10.9, er den samme for de forskellige bedriftstørrelser. Dette hænger igen, som det fremgår af tabel 10.9, sammen med at markerne i højere grad afgrænses af ejendomsskel på de mindre bedrifter end på de større. Delvis skyldes det også, som vi vender tilbage til, at små bedrifter relativt oftere har biotopløse indre markskel, medens disse på de største brug næsten altid er biotopbærende.

Endelig kan den faktiske biotoptætheds afvigelse fra den ovenfor empirisk/teoretisk bestemte skyldes, at formen på tilliggendet ikke er uafhængig af bedriftstørrelsen. Eksempelvis kan det antages, at de mindste brug relativt oftere har jorden samlet end de større brug (dette diskuteres mere indgående i kap.12).

BIOTOPTÆTHED/ MARKSTØRRELSE

Til en nøjere vurdering af markstørrelsens indflydelse på biotoptætheden er denne i tabel 10.10 beregnet for bedrifter grupperet efter disses gennemsnitlige markstørrelse.

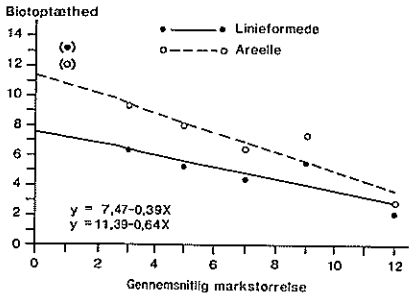
Tabel 10.10 Biotoptætheden indenfor bedrifter grupperet efter disses gennemsnitlige markstørrelse. Angivelser i km. og antal pr. 100 hektar.

	u.2 ha	2-3.9	4-5.9	6-7.9	8-9.9	10+
Tørre linief.	12.0	5.4	4.7	3.8	5.1	1.8
Våde linief.	1.1	0.9	0.4	0.5	0.4	0.3
Våde areelle	8.3	4.0	5.0	3.9	3.3	1.5
Tørre areelle	3.6	5.3	2.9	2.4	4.0	1.2
Alle linief.	13.1	6.3	5.2	4.4	5.5	2.1
Alle areelle	12.0	9.3	8.0	6.4	7.3	2.8
Antal bedrf.	17	38	39	32	13	29

+ 10 ha. og derover.

Bortset fra en mindre afvigelse for gruppen med gennemsnitlig markstørrelse på 8-9.9 ha. udviser de forskellige biotopkombinationstyper alle en klar tendens til aftagen-

Fig. 10.17



Biotoptætheden for hhv linieformede og areelle plottet mod den gennemsnitlige markstørrelse. For de mindste og største er plottet mod hhv 1 ha og 12 ha, for de øvrige mod intervalmidtpunktet. ( ) ikke medtaget ved regressionsberegningen.

de tæthed med stigende gennemsnitlig markstørrelse. Dette er også vist i fig. 10.17, hvor biotoptætheden for hhv. alle linieformede og alle areelle er plottet mod gennemsnitlig markstørrelse. Bortset fra den mindste kategori (marker u.2 ha.) viser de øvrige stort set et retlinet fordelingsmønster, hvilket er ensbetydende med en omvendt proportionalitet mellem biotoptæthed og gennemsnitlig markstørrelse. Beregning af regressionslinien giver:

Linieformedes tæthed = 7.47 - .385 x gm. ;

Areelles tæthed = 11.39 - .643 x gm. ;

hvor gm står for den gennemsnitlige markstørrelse i ha. og tæthederne er i hhv. km. og antal pr. 100 ha.

Samlet viser vurderingen af bedrifts- og markstørrelsens betydning, at disse har en afgørende men kompliceret indflydelse på biotoptætheden. De faktorer, der med størst sikkerhed kan udskilles, er:

A) Tætheden af ejendomsskel aftager med stigende bedriftsstørrelse. Under antagelse af, at den geometriske form af bedriftens tilliggende er uafhængig af dennes størrelse, vil den samlede ejendomsskellængde for rektangulære bedrifter ændres proportionalt med kvadratroden på arealet, og tætheden af ejendomsskel vil ændres proportionalt med 1/(kvadratroden af arealet), når man bevæger sig fra den ene bedriftsstørrelseskategori til den anden. Da ejendomsskel så godt som altid er biotopbærende, har denne faktor afgørende indflydelse på biotoptætheden.

B) Markskel inde på ejendommen vil i tilfælde af samme markstørrelse (og form) på bedrifter af forskellige størrelse være stigende med tiltagende bedriftsstørrelse. Under antagelse af rektangulære former vil den ændres proportionalt med en faktor:

((Længden/bredden) minus 1) gange kvadratroden af arealet;

Tætheden vil ændres med en faktor:

((Længden/bredden) minus 1) delt med kvadratroden af arealet.

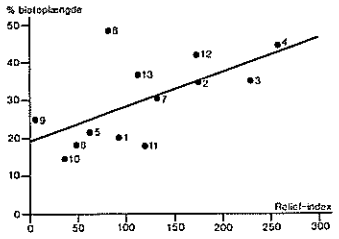
Denne tendens slår dog ikke tilsvarende igennem i de faktiske biotoptætheder, fordi:
1) indre markskel relativt oftere er ikke-biotopbærende på små end på store bedrifter, og
2) markstørrelsen tiltager med brugsstørrelsen.
3) og muligvis fordi mindre bedrifter i højere grad end større har deres jordtilliggende samlet.

De ovenstående beregninger viser, at biotoptætheden målt som kilometer og antal pr. 100 ha. aftager med stigende bedriftstørrelse. Denne meget kvantitative betragtningsmåde siger imidlertid kun i begrænset omfang noget om det samlede biotopmønsters betydning for landskabsbilledet og for floraens og faunaens levevilkår.

Generelt er der tale om, at biotoperne på de større brug er af højere kvalitet i så henseende. F.eks. tiltager den relative andel, som de træbærende linieformede udgør af de tørre linieformede. På tilsvarende vis synes også den gennemsnitlige størrelse af areelle biotoper at tiltage med stigende bedriftstørrelse.

Tilbage står så spørgsmålet om, i hvilken udstrækning bedrifts- og markstørrelser afhænger af bagvedliggende faktorer i naturgrundlaget. At sådanne sammenhænge eksisterer må betragtes som givet. F.eks. blev de mindste brug ved udstykningen ofte lagt på de mest marginale dele af landsbyjorden. I vores undersøgelsesområder kan det eksempelvis iagtages, hvorledes bedriftsstrukturen er forskellig fra dødislandskaber til inddæmmede områder.

Fig. 10.18



Andelen af lineære biotoper, der ikke ligger i ejendomsskel.

Sådanne sammenhænge kan dog ikke kvantifiseres udfra det foreliggende materiale, men deres eksistens kan i al sin kompleksitet antydes ved eksemplet i fig.10.18, hvor andelen af linieformede biotoper, der ligger i ejendomsskel er plottet mod kotesummen område for område.

10.2.3 Driftsformen

BESÆTNING

Det tredie landbrugsmæssige forhold, der blev anvendt ved regionaliseringen, var spørgsmålet om besætning især kvæghold.

Begrundelsen var en formodning om, at brug med blandet drift har en mere alsidig arealanvendelse, dermed flere marker og dermed muligheden for at kunne rumme flere biotoper i skellene mellem disse. Det med kvæghold forbundne behov for vandingshuller, flere markveje og evt. læ for dyrene pegede i samme retning.

Da biotopmønstret kun med en vis forsinkelse reagerer på en given omlægning af driften, og vi på forhånd vidste, at en stor del af de kvægløse bedrifter vi ville møde, ville være blevet dette indenfor de seneste år, blev der i interviewene lagt vægt på, også at få oplyst hvornår dette var sket.

OPGIVELSE AF KVÆGHOLD

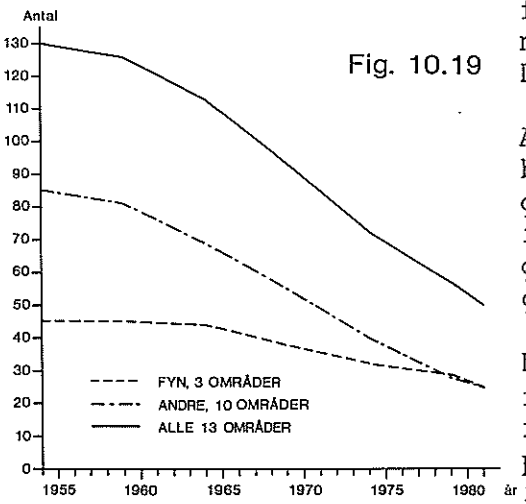


Fig. 10.19

Udviklingen i antallet af malkekvæg-besætninger fra 1954-81 i 130 af de interviewede bedrifter vist hhv samlet og fordelt på landsdele.

I 1981 var der kvæg på ialt 72 udaf de 181 bedrifter, heraf malkekvæg på 51. På 80 af de idag kvægløse ejendomme lykkedes det at få oplysninger om, at man siden 1954 (og da når) havde ophørt med at holde malkekvæg. Disse oplysninger er gengivet i fig.10.19.

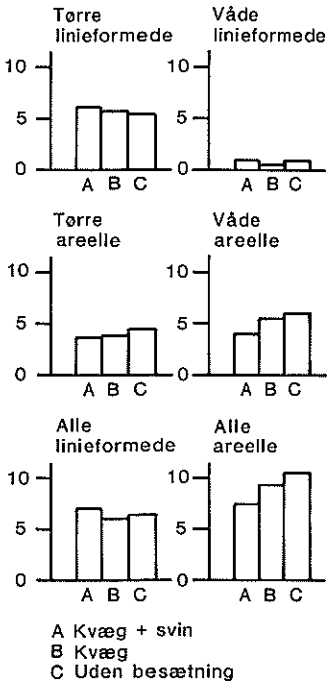
Af denne figur ses tydeligt, at afviklingen både er sket tidligere og har været kraftigere i de østlige undersøgelsesområder end i de vestlige. Men for en videre tolkning gør materialets lidenhed sig tydeligt gældende.

Det, at kvægbesætningerne ikke er ligeligt fordelt mellem regionerne, gør, at andre regionale forskelle virker forstyrrende ind på en direkte sammenligning mellem kvæg- og ikke-kvægbedrifters biotoptæthed. Kvægholdets ujævne fordeling på bedriftstørrelser har en tilsvarende forstyrrende effekt fra de bedriftstørrelsesafhængige forhold.

Til bedømmelse af den mulige sammenhæng er i tabel 10.12 og fig.10.20 anført biotoptætheder for brug med forskellig drift i 1981.

BIOTOPTÆTHED/
DRIFTFORM

Fig. 10.20



Biotoptætheden på brug med forskellige driftformer angivet i hhv km og antal pr 100 ha.

Tabel 10.12 Biotoptæthed på brug med forskellige driftformer angivet i hhv. km. og antal pr. 100 ha.

	Med kvæg og svin	Med kvæg uden svin	Uden besætn.
Tørre linief.	6.1	5.8	5.5
Våde linief.	1.0	0.4	0.9
Våde areelle	3.9	5.4	6.1
Tørre areelle	3.7	3.8	4.4
Alle linief.	7.1	6.2	6.4
Alle areelle	7.6	9.3	10.6
Antal bedr.	41	31	59

Som det kunne forventes er de anførte forskelle ubetydelige, ikke-signifikante og endda med en tendens til, at biotoptætheden er størst på de kvægløse brug.

PÅ denne baggrund var det at forvente, at forsøg på at finde tendentielle forskelle i biotoptætheden, alt efter hvor mange år der var forløbet siden kvæget blev sat ud, ville give et endnu mere uklart billede. Dette var også tilfældet. Det skal derfor ikke omtales yderligere.

Samlet må det siges, at materialet ikke har kunnet bekræfte formodningen om, at bedrifter med kvæg har en generelt højere biotoptæthed and andre bedrifter.

10.2.4 Andre landbrugsmæssige faktorer

Endnu et antal formodet biotopbestemmende faktorer med relation til landbrugsdriften har været vurderet. De væsentligste er præsenteret og vurderet i afsnittet om småbiotopernes funktion (kap.7.3). Det drejer sig om forpagtningsforhold, recipientfunktioner, vandafledning og jagt.

I de øvrige tilfælde har resultatet været en på een gang så svag og usikker bestemmelse, at vi har valgt at lade en kvantitativ vurdering vige for nogle få kvalitative bemærkninger.

MEJETÆRSKEREN

Mejetærskerens indførelse blev i mange af interviewene anført som noget, der satte skub i afviklingen af biotoperne inde på selve ejendommen. Udover en banal konsta-

tering af, at mejetærskeren indførtes mellem 1955 og 75, og at det især er de større brug, der har anskaffet egen mejetærsker, har disse oplysninger ikke kunnet bruges til noget.

LANDMANDENS ALDER

Landbrugerens alder var også en faktor vi mente kunne have indflydelse på biotopmønstret, i retning af at ældre landmænd kunne forventes at være mindre fortagsomme bl.a. mht. fjernelse af småbiotoper. Men efter at have konstateret at biotopfjernelse har stået på med stor intensitet over hele den sidste menneskealder (godt nok med forøget intensitet i det sidste tiår) blev forsøg på at korrellere denne faktor med biotoptætheden dog opgivet på forhånd, - måske med urette.

I sin undersøgelse fra Østjylland har Jensen(1982) haft øje for samme faktors eventuelle indflydelse. Han inddeler 153 landmænd i 4 aldersklasser (u.35, 35-50, 50-67 og o.67 år). Da en stor del af landmændene under 35 år imidlertid nyligt havde etableret sig, betragtede han alene de tre ældste grupper. Han fandt, at der blandt disse var fortaget hegnsrydninger indenfor perioden 1964-77 af hhv. 43%, 28% og 11% nævnt efter stigende alder. Forskellene anføres at være signifikante. Tilsvarende omend ikke signifikante tendenser finder han for landmændenes planer om kommende hegnsrydninger. For fjernelse af vandhuller finder han dog ikke signifikant sammenhæng med aldersfordelingen.

DRIFTIGHED

Driftighed er en anden faktor Jensen opererer med. Han definerer et "driftighedsindex", der kan varierer fra 0 til 3. 1 point kan opnås ved opfyldelse af hvert af følgende krav:

1. Antallet af kreaturer eller svin pr. ha. overstiger områdets gennemsnit.
2. Den animalske produktion er udvidet indenfor de sidste 10 år.
3. Der er fortaget større investeringer i staldbyggeri.

Både hvad angår hegnsrydninger fra 1964-77 og planer om videre rydning viser en signifikant positiv korrelation med stigende "driftighed". For fjernelse af vandhuller gør dette sig ikke gældende. Undersøgelsen anfører, at kvægbrugerne har fjernet huller ligeså hyppigt som kornbrugerne, til trods

for at kvægbrugerne kan have nytte af hullerne til kreaturvanding.

Denne driftighedsanalyse focuserer på blandede bedrifter. Det havde været interessant at se, om en nøjere analyse af de vegetabilske brug havde givet samme resultat. Dette ville vi forvente udfra en argumentation om, at driftighed i den anførte betydning er udtryk for investeringer og omlægninger af produktionen, en modernisering til en driftsform der ikke resulterer i etablering af nye småbiotoper, og som kun i begrænset omfang levner plads til den fortsatte eksistens af gamle.

På et mere overordnet plan er det som anført af Agger(1985) muligt, at der kan afsløres sammenhænge mellem de økonomiske krisecykler og de af marginaliseringstendenser affødte generelle ændringer i landskabsbilledet. Noget sådant har dog ikke været forsøgt indenfor dette projekt.

ERHVERVSTYPE

Udover at se på landmandens alder og driftighed deler Jensen også de bedrifter, han har undersøgt, op på heltids-, deltids-, fritidslandmænd og pensionister. Han finder her signifikante forskelle mht. hegnsrydninger fra 1964-77. Hvor dette kun i gennemsnit er foretaget af 14% af fritidslandmændene og pensionisterne, er det tilfældet for 3 gange så mange af de øvrige. Planer om fortsatte rydninger viser en tilsvarende fordeling.

10.2.5 Samlet om de landbrugsmæssige faktorer

Samlet synes en lang række landbrugsmæssige faktorer, at spille afgørende ind på biotopmønstrets sammensætning og tæthed. For at undgå unødige gentagelser vil en mere detaljeret opsamling dog blive gemt til efter det efterfølgende (korte) afsnit.

10.3 Urbaniseringsmæssige faktorer

URBANISERING

Ved den indledende regionalisering (kap.2) blev også anvendt en række faktorer (bebyggelsestæthed mm), som afspejlede en eller anden form for "urbaniseringsgrad". Dette skete udfra en formodning om, at småbiotopindholdet i det bynære agerland er under-

kastet andre udviklingsbetingelser, end dem der hersker i det åbne land iøvrigt.

For at sikre en rimelig bedømmelse af disse formodningers holdbarhed blev der planlagt og gennemført feltregistreringer i fire undersøgelsesområder omkring Odense. Områderne blev placeret, så de hver på een gang omfattede både en del af det mest bynære landbrugsareal og en del af det mest landbrugsnære byareal.

Disse analyser viste sig at være relativt komplicerede, både hvad angik feltregistreringen og den historiske analyse. Derfor er de i første omgang blevet henlagt, og indgår derfor ikke i det her forliggende.

Det generelle indtryk fra feltarbejdet var, at det kun er en yderst ringe del af de oprindelige agerlandsbiotoper, der overlever en bebyggelse. Selv hvor de sådan set kunne indgå i den nye bys haver, rekreative- og andre friarealer, synes man i reglen at foretrække at fjerne dem og lade dem erstatte af nye til formålet direkte planlagte biotoper.

BY-BIOTOPER

De nye by-biotoper kan godt være anseelige både i antal og størrelse, men som ofte er de af en lav - måske unødvendig lav - naturmæssig værdi. Den vilde flora og fauna levnes både i etableringen og i plejen yderst begrænsede udfoldelsesmuligheder.

Af typiske by-biotoper kan nævnes: Prydbede ved parkeringsanlæg, nærrekreative anlæg, restarealer ved vejudfletninger, overløbsbassinner, branddamme og skærmende beplantninger.

Da varetagelse af rekreative interesser er en af de væsentlige begrundelser for overhovedet at beskæftige sig med agerlandets småbiotoper, og da det er en kendt sag, at langt hovedparten af alt friluftsliv udfolder sig indenfor få kilometer fra bopælen, er der god grund til at ofre det bynære agerland yderligere interesse. Dette så meget mere fordi offentlige ressourcer af samme grund, netop i særlig høj grad kan forventes at blive sat ind her, bl.a. for at skabe forbindelse mellem agerlandet og de i de tilgrænsende byområder eksisterende (og i reglen allerede offentligt ejede) friarealer.

10.4 Samlet om de biotopbestemmende faktorer

KOMPLEKSITET

På samme måde, som når man skal bedømme årsagerne til en ændret sygelighed i befolkningen, står man, når man skal vurdere årsagerne til ændringer i mønstret af småbiotoper i agerlandet, overfor det problem, at mange samtidigt-virkende enkeltfaktorer spille ind på en kompliceret helhed.

KORRELATION/ KAUSALITET

Nok kan der for nogle faktorer findes endog statistisk signifikante korrellationer. Men disse behøver ikke nødvendigvis at være udtryk for, at der forligger en kausal sammenhæng. F.eks. kunne Jensen(1982) konstatere signifikante sammenhænge mellem på den ene side hegnsrydning og på den anden side både bedriftstørrelsen, landmandens alder og hans erhvervsgruppe. Men hans materiale (såvel som vores) er for begrænset til at kunne levere en sikker bedømmelse af, hvor meget (og om overhovedet) de nævnte variable hver for sig kan tillægges kausal betydning. I det nævnte eksempel er der tendens til sammenfald af faktorer, der alle hver for sig korrellerer med tilbageholdenhed mht. hegnsrydning: De mindste bedrifter tilhører relativt ofte de ældre landmænd, der i sagens natur er dem der også ofte optræder som pensionister.

GENERELT

Disse komplikationer til trods er der næppe tvivl om, at vores undersøgelsesresultater peger på nogle af de vigtigste økologiske- og landbrugsmæssige biotopbestemmende faktorer. Identifisering og vurdering af disses betydning kan angribes på to måder: Den ene kan betegnes kausalitetssøgende den anden korrellationssøgende:

ÅRSAGER

A) Årsagerne:
1. Hvilke forhold fører til biotop-etablering? (plantning af læ- hegn og vildtremiser, anlæggelse af markveje, etablering af råstofgrave).
2. Hvilke forhold medfører at biotoper bevares? (arrondering, vandafledning, bærer af infrastrukturelle anlæg, læ recipientfunktioner, æstetiske- og jagtlige funktioner).
3. Hvilke forhold fører til biotopfjernelse? (funktionstab, opfyldning med affald, mark- og bedriftssammenlægninger, ønsket om udvidelse af dyrkningsarealet og fjernelse af potentielle spredningskilder for skadevoldere).

KORRELLATIONER

B) Korrellationerne:

Hvilke strukturelle økologiske- og landbrugsmæssige forhold i bred betydning kan korrelleres med biotopmønstret og dettes udvikling? (Jord- bund, relief, bedrifts- og markstørrelse, driftsform, driftighed, alder mv.).

Hvor årsagerne har været behandlet i de foregående kapitler (især kap.7.3 og 8), har korrellationerne været genstand for behandling i dette kapitel. I det følgende skal vi med udgangspunkt i korrellationerne forsøge at drage sammenfattende konklusioner.

Det synes givet, at dele af biotopmønstret kan korrelleres med jordbundsmæssige forhold. Den klareste sammenhæng spores for våde linieformede og mosers tendens til større tæthed på humusjorde og lavere tæthed på lette jorde. Hvad det sidste angår, udgør inddæmningsområder en undtagelse. Tilsvarende forekommer mergelgrave fortrinsvis på fede jorde. I alle disse tilfælde er der dog næppe tale om kausalforhold.

LÆHEGN OG BEPLANTNINGER

Derimod synes den større tæthed af læhegn og tildels af beplantninger på lettere jorde at være udtryk for, at det her er jordbundstypen (kombineret med vindforholdene), der er årsagen til, at biotoperne etableres.

Endelig kunne der være anledning til at formode en tendens til generelt lavere biotoptæthed på de fedeste jorde pgr. af en mere intensiv opdyrkning af disse. En sådan tendens har dog ikke med sikkerhed kunnet spores i de her undersøgte områder.

Det synes givet, at geomorfologien har en afgørende betydning for biotopmønstrets sammensætning og tæthed. Men det er af metodiske årsager meget vanskeligt, at få klare kvantitative vurderinger frem i det foreliggende materiale. Dertil kommer, at geomorfologien på kompliceret vis påvirker både fordelingen af jordtyper og de landbrugsmæssige forhold, så det er svært at skønne, hvad der er årsag, og hvad der er virkning.

KUPERET TERRÆN

Ved at anvende kotesummen som udtryk for landskabsrelieffet, har det dog været muligt at få korrellationer frem, der må fæstes lid til. Det klareste udsagn fra denne del af analysen er, at stærkt kuperede landskaber har relativ stor tæthed af areelle biotoper (især våde) og relativ ringe tæthed af våde linieformede.

BEDRIFT-STØRRELSE

Bedriftsstørrelse og markstørrelse er de faktorer, der i denne undersøgelse klarest fremstår som bestemmende for småbiotopindholdet i agerlandet. Tætheden af både tørre linieformede og våde areelle er klart størst på de mindste bedrifter (u.10 ha.). Omvendt er tætheden af areelle på de største bedrifter (o.100 ha.) mindre end på bedrifter i de øvrige størrelseskategorier.

MARKSTØRRELSE

Om det er bedriftsstørrelsen eller markstørrelsen, der er mest afgørende for disse tendenser, er det imidlertid svært at afgøre, fordi markstørrelsen stiger med bedriftsstørrelsen, og den relative længde af ejendomsskel aftager. Set i forhold til den gennemsnitlige markstørrelse viser der sig en generel tendens til aftagende biotoptæthed med stigende gennemsnitlig markstørrelse, som er mere markant, end det fald der blev iagttaget med stigende bedriftsstørrelse. Især er biotoptætheden stor for bedrifterne med de gennemsnitligt mindste markstørrelser og lav for dem med gennemsnitligt største marker. Plottes tætheden mod den gennemsnitlige markstørrelse fås en retlinet fordeling, udfra hvilken det kan skønnes, at tætheden af linieformede aftager med 385 m/100 ha., hver gang den gennemsnitlige markstørrelse øges med 1 ha. For de areelle aftager antallet med 0.64 for den tilsvarende forøgelse af markstørrelsen.

EJENDOMSSKEL

Den relative længde af ejendomsskel er den af de af bedriftstørrelsen bestemte delfaktorer, der klarest kan tillægges en kausal betydning. I og med at 9/10 af alle ejendomsskel er biotopbærende (hovedsageligt med tørre linieformede), er det også givet, at tætheden af biotoper i ejendomsskel må være omvendt proportional med kvadratet på bedriftstørrelsen.

MARKSKEL

Men derudover ligger det i sagens natur, at også antal og størrelse af de enkelte marker er bestemmende for tætheden af "indre" biotoper. Det foreliggende materiale har dog ikke givet anledning til en

yderligere kvantifisering af denne sammenhæng.

Formodninger om driftsformens indflydelse på biotopmønstret har ikke kunnet bekræftes.

ALDER DRIFTIGHED OG ERHVERV

Jensen(1982) refereres for at have fundet signifikante korrellationer mellem hegnsfjernelse og landmandens alder, driftighed og erhvervsgruppe. Således vises at yngre driftige landmænd på heltidsbrug har fjernet flere hegn end ældre, mindre driftige fritids- og pensionistlandmænd. Det kan dog ikke afgøres, i hvilken udstrækning der her tale om kausalforhold.

BIOTOP-FUNKTION

Endelig er det i tidligere kapitler vist, at de funktioner, som biotoperne idag kan opfylde, i høj grad må betragtes som faktorer, der er medbestemmense for biotopmønstrets tæthed og sammensætning. Udover den allerede omtalte betydning for læ, vandafledning og skelmarkering, drejer det sig om de våde areelles betydning som recipienter, de areelles betydning for jagten, vejenes betydning for transport og småbiotopernes landskabsæstetiske betydning. Undersøgelsen tillader dog ikke en yderligere kvantifisering af disse faktores indflydelse, end den der er givet i kap.7.3.

BEGRUNDELSE FOR FJERNELSE

Interviewundersøgelsen (vores såvel som Jensens) oplysninger om begrundelser for biotopfjernelse kan give et yderligere fingerpeg, om hvilke faktorer der er de mest betydende:

For de tørre linieformede nævntes især den gene, de kan udgøre ved markbehandlingen. Også omlægning af marker og ommatrikulering nævnes, som forhold der har ført til fjernelse af tørre linieformede.

For vandløbene nævnes deres sløjfning i forbindelse med afvandingsprojekter, den gene de kan udgøre ved markbehandlingen og et ønske om at undgå arbejdet med vandløbets vedligeholdelse.

For de våde areelle nævnes behovet for at slippe af med fyld, gener ved markbehandlingen og nedlæggelse i forbindelse med afvandingsprojekter.

Denne heterogene samling af argumenter kan dog alle på nær en med en vis ret føjes ind under en af de allerede tidligere nævnte

faktorer. Kun behovet for at undgå vedligeholdelse af vandløb er nyt i denne forbindelse. Heller ikke dette behovs betydning lader sig yderligere præcisere.

Biotopmønstret er som beskrevet bestemt af et stort antal dels uafhængige dels indbyrdes afhængige faktorer i et komplekst samspil. Det gør det vanskeligt at levere kvantitative skøn over den enkelte faktors betydning. Men hvad enten der er tale om kausale eller afledte sammenhænge, har den gennemførte analyse vist, at der ofte samtidigt kan iagttages korrellationer mellem flere faktorer på een gang og et givet biotopindhold.

TYPER AF BIOTOPMØNSTRE

Dette rejser spørgsmålet om, hvorvidt der i de undersøgte landbrugsområder i det samlede biotopindhold kan skelnes karakteristiske (kombinations-) mønstre. Et sådant forsøg på en biotop-mønster-klassifikation er emnet for det efterfølgende kapitel.

11. KLASSIFICERING AF BIOTOPMØNSTRE

LANDSKAB MED SMÅBIOTOPER

11 Klassificering af biotopmønstre

NORMSÆT

Allerede tidligt i dette projekt udkrystalliseredes det som et praktisk sigte med småbiotopkortlægninger, at der herigennem kunne udvikles administrerbare normer for biotopmønstrets tæthed og sammensætning. Således nævner Brandt i planstyrelsens redegørelse for naturressourcerne i Danmark (Agger m.fl.1982) om et sådant normsæt, at "dette kunne tage form af ... momenter i landskabet" (s.32).

FLEKSIBILITET

En væsentlig fordel ved sådanne normer kunne endvidere være, at det kunne danne grundlag for en fleksibel administration, der muliggjorde en fortsat landbrugsmæssig tilpasning uden at ødelægge den principielle biotopstruktur i landskabet.

Eksempelvis kunne normer for tætheden af vådområder i en given landskabstype i stedet for ristriktivt at tilstræbe status quo åbne op for en mere gensidig tilpasning mellem landbrug og natur, hvor visse biotoper kunne nedlægges, blot der på anden måde (f.eks. ved at etablere erstatningsbiotoper) blev sørget for, at den gældende norm for området ikke blev underskredet.

Selvom der på denne vis kunne ske en vis harmonisering af forholdet mellem landbrugsdriften og naturforvaltningen, er perspektivet i denne ide dog primært rettet mod naturbeskyttelsen.

11.1 Småbiotopmønstret som ophæng for sammenfattende styring

ET FOTOGRAFISK NEGATIV

Imidlertid kan småbiotopstrukturen også gives en mere produktionsorienteret geografisk fortolkning. Langt hen ad vejen afspejler småbiotopmønstret landbrugsstrukturens historiske udvikling. Det kan som sådan betragtes som det fotografiske negativ, der afspejler denne udvikling.

Det er vigtigt at få afklaret, hvordan et sådant "negativ" nøjere kan relateres til landbrugsstrukturen, og om det overhovedet levner plads til en mere fleksibel normorienteret forvaltning som den ovennævnte. Eller sagt på anden måde: Kan småbiotopmønstret benyttes som ophæng for en sammenfattende styring, der både levner udfoldelsesmuligheder for landbrugsudvikling og natur?

KLASSIFICERING NØDVENDIG

For at komme videre med en besvarelse af dette spørgsmål er det imidlertid en forudsætning, at en sammenhæng mellem en landskabsklassificering (regionalisering) og småbiotopstrukturen overhovedet gør sig synligt gældende. At undersøge i hvilken udstrækning, dette er tilfældet, har været formålet med den delundersøgelse, der skal præsenteres i det følgende.

Fra et geografisk synspunkt kan småbiotopstrukturen nødvendigvis ikke alene betragtes som et resultat af en historisk udvikling. Den består af kvalitativt vidt forskellige biotoptyper, hver med særegne strukturelle og dynamiske karakterer, og biotoper som i reglen ikke behøver at have indbyrdes meget med hinanden at gøre. Men hvis en naturforvaltningsstrategi skal integrere normsatte principper som de nævnte, må den nødvendigvis baseres på en formodning om, at sådanne geografisk sammenhængende typer af småbiotopmønstre eksisterer.

11.2 Forsøg på klassifikation

METODER

For at undersøge eksistensen af sådanne har det været forsøgt at foretage forskellige former for autoklassifikationer (clusteranalyse og principal komponent analyser) af det indsamlede materiale.

Her har været anvendt dels de 52 (13x4) felter, der indgår i feltanalysen, dels de 249 felter der indgår i den både i kap.9.1 og 10 omtalte analyse af 4-cm.kortblade.

Ingen af disse analyser kan siges at have givet noget som helst rimeligt klart resultat. Særligt uklart er det billede, der er opnået ved analysen af de 52 felter. Den vil derfor ikke blive nærmere omtalt i det følgende, der vil koncentrere sig om resultaterne fra de analyser, der knytter sig til kortbladsanalysen af de 249 felter.

TO GENERALISATIONSNIVEAUER

I eftersøgningen af en klar autoklassifikation er signaturaflæsningerne fra de udvalgte 249 over Østdanmark jævnt spredte UTM-kvadrater blevet underkastet generalisationer på to niveauer: Niveau 1 i 18 typer og på niveau 2 i 4 typer (se Tabel 11.1)

Tabel 11.1 De i forsøgene på autoklassifikation af biotopmønstre anvendte signaturtyper.

Niveau 1	Niveau 2
Ubevoksede grøfter Ubevoksede vandløb Bevoksede grøfter Bevoksede vandløb	Våde linieformede biotoper
Hegn Skrænt Bane Hegn ved vej Ubevokset markvej Anden ubevokset vej	Tørre linieformede biotoper
Vandhul under .5 ha Vandhul over .5 ha Moser	Våde areelle biotoper
Bevoksning Beplantning Grusgrav Solitært træ Gravhøj	Tørre areelle biotoper

CLUSTER ANALYSEN

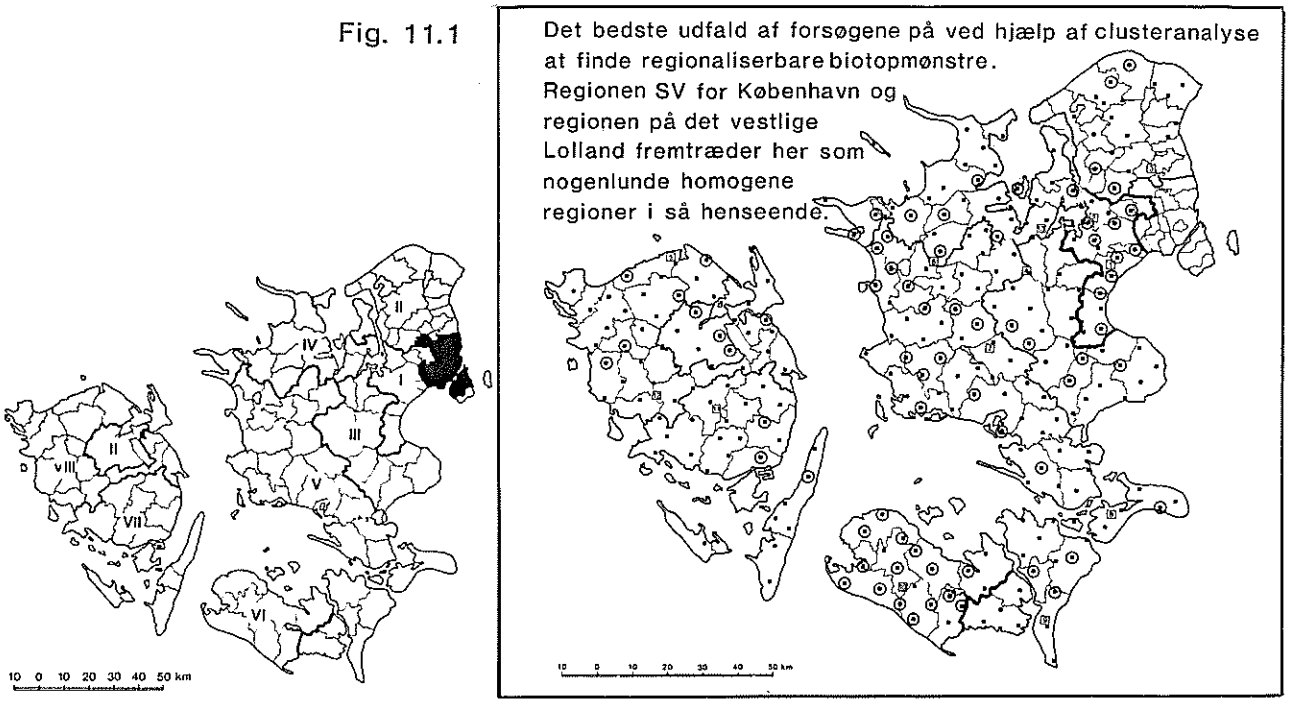
Det er et meget uklart billede, der er kommet ud af clusteranalysen. En korrelations-matrix for niveau 2 er givet i tabel 11.2. Den viser, at de indgående variable er så godt som helt ukorrelerede. Det samme gør sig gældende for (de ikke viste) korrelationer mellem de 18 variable på niveau 1. Her er den højeste korrelation på 0.46 opnået mellem længden af træbevoksede- og længden af ikke-træbevoksede grøfter. Den næsthøjeste korrelation er kun på 0.26.

Tabel 11.2 Korrelations-matrix for niveau 2

		Linieform.		Areelle	
		våde	tørre	våde	tørre
Linieformede	våde	1.00	-.26	-.04	-.10
	tørre	-.26	1.00	-.09	-.01
Areelle	våde	-.04	-.09	1.00	-.01
	tørre	-.10	-.01	-.01	1.00

Det klareste billede af noget i retning af en regionaliserbar biotoptypekombination er vist i fig.11.1. her er 9 ud af 15 felter i region I blevet "indfanget", og i region VI er 15 ud af 20 felter blevet fanget ind.

Fig. 11.1



I de øvrige ikke viste kort over forskellige forsøg på at finde regionaliserbare biotopmønstre er der en lignende svag tendens til at Vestlolland og også i nogen grad Nordsjælland skiller sig ud i forhold til de øvrige regioner.

PRINCIPAL-KOMPONENT ANALYSEN

Principal komponent analysens resultater har afsløret en endnu mere udtalt mangel på typiske kombinationer. Den første principale komponent i det bedste forsøg har således kun været istand til at forklare 9.4% af den totale variation på niveau 1 og 32.2% på niveau 2.

11.3 Diskussion

Det har ikke på baggrund af de anvendte data (aflæsninger fra ca. 300 UTM-felter) været muligt at påvise klare korrelationer i forkomsten af forskellige småbiotoptyper, endsige identificere rimeligt regionaliserbare biotopmønstre. Der kan være flere forklaringer herpå:

FOR SMÅ PRØVER

For det første kan det ikke afvises (som det også blev nævnt i kap.10.1.2), at en for lille prøvestørrelse (1 kv.km.) har været en del af årsagen. - "Man har ikke kunnet se skoven for bar træer".

AFGRÆNSNING

For det andet har det utvivlsomt været medvirkende, at de udvalgte felter har været afgrænset helt arbitrært i forhold til biotopmønstret. En afgrænsning, der i højere grad havde fulgt økologiske- og/eller landbrugsmæssige strukturer, ville have haft bedre chancer for at indfange eventuelt eksisterende afgrænselige typer af biotopmønstre.

FOR STORE REGIONER?

Et tredie bidrag til en forklaring kan være, at de eventuelt eksisternde systematiske forskelle mellem forskellige landskabstypers biotopmønstre skjuler sig ved, at forskellige typer blandes indenfor een og samme region. På sin vis er det det omvendte af det førstnævnte problem. - "Man kan ikke se træerne for bar skov".

Under alle omstændigheder har vi ikke i tilfredsstillende grad kunnet påvise en sammenhæng mellem landskasbsklassificering og småbiotopstrukturen. Dermed har vi været forhindret i at komme en opstilling af eventuelle normer for styringen af landskabsudviklingen nærmere ad denne vej.

På trods af de negative resultater af forsøgene på eksakt at udskille bestemte biotopmønstre af det her anvendte datagrundlag, har vi derfor på et mere subjektivt plan dannet os et indtryk af, at der alligevel eksisterer sådanne. Da det måske kan give andre inspiration til at foretage en efterprøvning med bedre metoder, skal de nævnes her. Navngivet efter den biotoptype, der er dominerende i den pågældende biotopmønstertype, drejer det sig om:

1. "Rabatlandskaber"
   (område 1, Greve).

2. "Hegnslandskaber"
   (område 11, Ringe og 12, Glamsbjerg).

3. "Grøftlandskaber"
   (område 9, Sydfalster).

4. "Småsølandskaber"
   (områderne 2, 3 og 4: Tågerup, Birkerød og Ringsted).

5. "Ådalslandskaber"
   (område 6, Tornved).

6. "Mergelgravslandskaber"
   (områderne 7, 8, 10 og 13: Glumsø, Møn, Højreby og Bramsnæs).

Det er vor bedømmelse, at en forudsætning for mere heldigt tilrettelagte forsøg på en differentieret biotopmønsterklassifikation er, som det også blev anført i indledningen til kap.2, gennemførelsen af egentlige landskabstypekarteringer i middelstor målestok (1:50.000 - 1:200.000).

Inspiration til hvordan et sådant grundlag for en biotopmønsterklassifikation kan f.eks. hentes fra det omfattende standardiseringsforsøg, som beskrives af Haase et al.(1985), for områder i DDR.

Indtil andre mere omfattende eller bedre tilrettelagte forsøg på en differentieret biotopmønsterklassifikation er gennemført med held, må andre mere simple og enkeltstående kriterier med udgangspunkt i landbrugsmæssige-, økologiske- eller rent administrativt betingede forhold tages i anvendelse. Ideer til sådanne normer, f.eks. bestemmelser om at alle ejendomsskel skal være biotopbærende, at biotopmønstret skal være sammenhængende a.h.t. dyr og planters spredning og om indførelse af en status quo betragtning der hindrer et videre fald i det samlede biotopindhold, vil blive taget op til diskussion i de to afsluttende kapitler.

For at give bedre baggrund for en prioritering blandt de mulige tiltag, skal der dog først gøres et forsøg på, at vurdere i hvilken retning og med hvilken hastighed biotopmønstret vil ændres, hvis udviklingen fortsætter ad det spor den nu er inde i. Dette er emnet for næste kapitel.

DEL VI: KONSEKVENSER

12. PROGNOSER FOR BIOTOPUDVIKLINGEN

13. UDVIKLINGENS BETYDNING FOR FLORA OG FAUNA

14. BIOTOPMØNSTERFORVALTNING - ELEMENTER TIL EN STRATEGI

15. KONKLUSIONER PÅ UNDERSØGELSEN

EN "IKKE-BIOTOP"

12. Prognoser for biotopudviklingen

FORANDRINGER

Der er mange tegn på, at der er forandringer på vej indenfor landbruget og naturforvaltningen, som vil få stor både kvalitativ og kvantitativ indflydelse på udviklingen af småbiotopmønstret i agerlandet.

De forventede forandringer vil affødes af de langsigtede strukturomlægninger af landbrugsproduktionen indenfor Fællesmarkedet og af de senere års tiltagende miljøproblemer i tilknytning til landbruget (Arbejdsgruppe-(1985), Kommissionen(1985), Landbrugsministeriet(1985), Miljøministeriet(1985)).

PROGNOSE-USIKKERHED

Disse forandringer, der samlet diskuteres under etiketten "marginaljords-debatten", lader sig endnu ikke aftegne særligt klart. Samtidigt bevirker de, at forsøg på prognostisering ved extrapolationer ud fra den hidtidige udvikling, bliver særdeles usikre. Derfor vil vi afstå fra at komme med konkrete bud på, hvordan agerlandskabet tager sig ud om 10-20 år.

FORMÅL

Derimod har vi fundet det relevant at give et bidrag til debatten ved i dette kapitel at give en opsummerende sammenstilling af de udviklingstendenser og deres årsager, som kan udkrystalliseres udfra den foreliggende og lignende undersøgelser. Formålet er at bidrage til et bedre beslutningsgrundlag for et kommende handlingsprogram for forvaltningen af det åbne land.

DISPOSITION

Sammenstillingen vil blive delt op i tre dele. Først diskuteres udviklingen for de liniære biotoper, dernæst udviklingen for de areelle. Endelig afsluttes kapitlet med en diskussion af de mere overordnede udviklingstræk i småbiotopmønstret, hvilket er en diskussion, der videreføres i de to følgende kapitler.

12.1 Udviklingstendenser for lineære biotoper

12.1.1 Tilknytning til ejendomsskel

Der er meget, der tyder på, at der især i den østlige del af Danmark fremover vil blive en forøget sammenhæng mellem brugsstørrelse og længden af linieformede småbiotoper, idet

disse i stigende omfang kun vil eksistere i ejendomsskel.

Som beskrevet i kapitel 7.3 fandt vi, at 9/10 af alle ejendomsskel i de undersøgte områder var biotopbærende, og at 2/3 af alle linieformede biotoper var knyttet til ejendomsskel. Som det fremgik af kapitel 8 er denne specifikke tilknytning til ejendomsgrænserne med årene blevet stadigt mere udtalt.

ÅRSAGER

Årsagerne til denne udvikling ligger i, at udviklingen i markredskaber har øget den markstørrelse, der maskinmæssigt er den optimale, således at denne idag ofte overstiger bedriftsstørrelsen (Krönert 1968). Samtidigt har den aktuelle afvikling af et systematisk sædskifte sammen med den tiltagende specialisering indenfor landbruget yderligere været medvirkende til at nedbryde markopdelingen indenfor den enkelte bedrift.

Undersøgelser fra Hornsherred (Duwander 1980) viser således en sænkning af det gennemsnitlige antal markfelter pr. bedrift fra 10.6 i 1954 til 4.1 i 1978. (I vore 13 undersøgelsesområder er det gennemsnitlige antal marker pr. bedrift i 1981 skønnet til at være 5.1). Også landbrugsstatistikken og forskellige forsøg på prognoser for landbrugsudviklingen viser en stigning i den enkelte bedrifts tilliggende (Danmarks Statistik 1985, Hjortshøj Nielsen m.fl.1982, Walter-Jørgensen 1985).

Det må formodes, at afvikling eller omlægning af småbiotoper i ejendomsskel fortsat vil være forbundet med større vanskeligheder, hvorved de besidder en større træghed overfor ændringer end andre småbiotoper. Biotoper i ejendomsskel kan også ofte rent funktionsmæssigt være underkastet andre betingelser end de øvrige biotoper.

Da netop længden af ejendomsskel kan knyttes temmeligt direkte til udviklingen i ejendomsstørrelsen, skal der i det følgende gøres dels nogle principielle dels nogle empirisk bundne betragtninger i den anledning.

Teoretisk beregning af minimumstætheder

CIRKELFORM

Den teoretisk minimale længde af skellet omkring en cirkelformet bedrift i et åbent landskab kan beregnes som:

2 x kvadratroden af (pi x A) ;

hvor A er bedriftens arealtilliggende.

HEXAGON

Men skal et landskab udnyttes fuldt ud, så der er tale om en homogen dækning med landbrug, kan det ikke opnås med cirkelformede bedrifter. Disse må i så tilfælde nødvendigvis være ligesidigt hexagonale, såfremt skeltætheden samtidigt skal minimeres. Længden af skellet om den enkelte bedrift kan i så fald beregnes som:

Kvadratroden af(24 x A / kvadratroden af 3);

hvilket medfører en forøgelse af skellængden med 5% i forhold til den cirkelformede.

I tabel 12.1 er vist ejendomsskellængden pr. bedrift og ejendomsskeltætheden pr. kv.km. for forskellige bedriftsstørrelser.

Tabel 12.1 Teoretisk minimale ejendomsskellængder og tætheder i hhv. km. og km. pr. kv.km. for hexagonale bedrifter i et homogent landskab.

Bedrifts-størrelse ha.	Skellængde pr. bedrift km.	Skel, km. pr. kv.km.
10	1.2	5.9
15	1.4	4.8
20	1.7	4.2
25	1.9	3.7
40	2.4	2.9
60	2.9	2.4
80	3.3	2.1
100	3.7	1.9
150	4.6	1.5

REKTANGLER

Hexagonale brug vil af flere økonomiske og praktiske - bl.a. trafikmæssige - årsager kun sjældent kunne lade sig realisere. Men i forbindelse med mange landvindingsarbejder og jordomfordelinger har det været almindeligt at udlægge landbrugsejendomme i kvadratiske eller rektangulære felter. For sådanne kan skellængden beregnes som værende mindst: 4 x kvadratroden af A. Det vil give minimalskeltætheder, der mindst er ca. 7% større end angivet i tabel 12.1.

Arronderingens indflydelse på ejendomsskeltætheden

ARRONDERING

Det er indlysende, at ejendomsskellængden ikke blot influeres af bedriftsstørrelsen, men også i høj grad af arronderingen. Her vil ikke mindst spørgsmålet om, hvorvidt den enkelte bedrifts jordtilliggende ligger samlet, være af betydning. Når man derfor skal bedømme de fremtidige tendenser i ejendomsskellængden, må man nok så meget rette opmærksomheden mod den jordfordelingspraksis, der udvikler sig i tilknytning til den stadigt igangværende udvikling i brugssammenlægningerne.

EKSEMPLER

For at belyse nogle realistiske minimalejendomsskellængder for brugssammenlægninger i det danske agerland, er der taget udgangspunkt i en undersøgelse fra landsplanudvalgets sekretariat om landbrugsstruktur og befolkning (Landsplanudvalget 1969). Heri er der foretaget en teoretisk analyse af sammenlægningsmulighederne i tre mindre landbrugsområder i Danmark. De tre områder, der angives som repræsentative, er på hver mellem 4 og 6 kv.km.. De havde i 1965 en gennemsnitlig bedriftsstørrelse på mellem 15 og 25 ha..

Ved teoretiske sammenlægninger og jordomfordelinger har man dels taget hensyn til en samling af jordtilliggendet omkring udvalgte gårde, dels har man i langt de fleste tilfælde bevaret de enkelte matrikelnumre intakte. Man har udarbejdet to alternative forslag: Dels et hvor den gennemsnitlige bedriftsstørrelse er 40 ha. dels et hvor den er på 60 ha.. Et kort over de tre områder og jordfordelingen i 1965 er sammen med de to sammenlægningsforslag vist i fig 12.1.

Fig. 12.1

Jordfordelingen i 1965 samt jordfordelingsforslag i forbindelse med en forøgelse af brugsstørrelsen til hhv. 40 og 60 ha, i 3 danske landbrugsområder.
Kilde: Landbrugsstruktur og befolkningsudvikling. Landsplanudvalgets sekretariat. 1969.

I tabel 12.2 er vist den beregnede skeltæthed for de tre områder i hhv. 1965 og i de to alternative omfordelingsforslag. Ved beregningen er alle skellængder indenfor området lagt sammen og summeret med den halve længde af de skel, der afgrænser området (incl. skel mod ikke-landbrugsarealer indenfor området, jvf. Fig.12.1). Således skulle skellængden pr. kv.km. udtrykke ejendomsskeltætheder i området mere generelt. Derved bliver tallene sammenlignelige med de teoretisk beregnede minimumstal.

ARRONDERINGS INDEX

For hvert område er dette i kolonne 3 udtrykt som et "Arronderingsindex", dvs. forholdet mellem den empirisk fundne skellængde i området og minimalskellængden for et område med hexagonale bedrifter af en størrelse, der svarer til gennemsnittet for det undersøgte område (jvf. tabel 12.1).

Tabel 12.2 Tæthed af ejendomsskel i 1965 og ved bedriftssammenlægninger i to konstruerede alternative jordomfordelinger i tre danske landbrugsområder beskrevet af Landsplanudvalget 1969.

	Område A:405 ha.			Område B:588 ha.			Område C:460 ha.		
	Bedr. str. (ha.)	Tæthed (km/ kv.km)	Ar- rond. index	Bedr. str. (ha)	Tæthed (km/ kv.km)	Ar- rond. index	Bedr. str. (ha)	Tæthed (km/ kv.km)	Ar- rond. index
1965:	25	11.0	295	15	7.9	164	20	6.8	164
1.	40	5.8	198	40	4.2	143	40	4.5	153
2.	60	4.8	199	60	3.8	160	60	4.0	165

Som det ses ligger undergrænsen for arronderingsindexet i disse eksempler på 143, dvs. ca. 50% over det teoretiske minimum.

UENS BRUGS-STØRRELSE

Der skal dog i forbindelse med tolkningen af arronderingsindexet gøres opmærksom på, at den teoretiske værdi er baseret på en antaget ensartet brugsstørrelse, mens de anførte skeltætheder er baseret på uens brugsstørrelser (som dog i de to forslag har været tilstræbt ensartede hhv. 40 og 60 ha. i de to forslag).

Hvor der er store variationer i bedriftsstørrelsen, vil dette kunne sænke den teoretiske minimumsværdi, og dermed også have indflydelse på ejendomsskellængden pr. kv.km.. Dette vil således givetvis være tilfældet i områ-

der præget af meget uens bedriftsstørrelser, f.eks. kombinationen af godser og husmandsbrug. Variationerne skal dog være ret markante, før det får væsentlig indflydelse på minimumsskellængden.

Arronderingsindexet ses generelt at være højere for område A end for de andre områder. Dette hænger til dels sammen med, at dette område gennemskæres af en større ådal, hvis grænser til landbrugsarealet tæller med som skelgrænser, uanset at en bedrift godt kan have sit jordtilliggende på begge sider af denne. Sådanne konkrete geografiske forhold vil naturligvis altid virke modificerende på det billede, der tegner sig for så små områder, som dem der her er gjort beregning på grundlag af.

Derfor er der i tabel 12.3 vist nogle korrigerede ("standardiserede") værdier for de tre områder, hvor ikke-landbrugsarealerne indenfor områderne er pålagt en skellængde, der svarer til den omtrentlige ejendomsskellængde, disse områder ud fra en kortaflæsning måtte formodes at besidde, såfremt de blev inddraget til agerland. Herigennem skulle arronderingens betydning for skeltætheden kunne træde tydeligere frem.

Tabel 12.3 Standardiseret ejendomsskeltæthed i 1965 og i to konstruerede alternative forslag til bedriftsammenlægning og jordomfordeling i tre danske landbrugsområder beskrevet af Landsplanudvalget 1969.

	Område A: 410 ha.			Område B: 606 ha.			Område C: 462 ha.		
	Bedr. str. (ha)	Tæthed (km/ kv.km)	Ar-rond. index	Bedr. str. (ha)	Tæthed (km/ kv.km)	Ar-rond. index	Bedr. str. (ha)	Tæthed (km/ kv.km)	Ar-rond. index
1965	25	9.6	259	15	7.5	156	20	6.6	159
1.	40	4.6	156	40	3.9	134	40	4.4	148
2.	60	3.4	140	60	3.6	149	60	3.8	159

Det meget høje arronderingsindex for område A i 1965 hænger sammen med den udbredte jordopsplitning, der var tilstede her: Kun to af de 16 brug i området havde deres jord samlet (her var det iøvrigt netop sket som følge af en jordomfordeling et par år forinden).

Tallene viser iøvrigt en ganske høj grad af

ensartethed omkring 50% over den teoretiske minimalværdi. Der ses en tendens til, at de aktuelle værdier, der vil blive resultatet af sammenlægninger og jordomfordelinger, i praksis må formodes at ligge noget højere. Dette antydes af de-facto-jordfordelingen i område B og C i 1965.

Fremtidig udvikling i tætheden af ejendomsskel

TILTAGENDE BRUGSSTØRRELSE

Den gennemsnitlige bedriftsstørrelse i Danmark var i 1965 på 17.4 ha. og i 1984 på 29.9 ha.. Udfra ovenstående (med et antaget arronderingsindex på 160) skulle dette have betydet et skønnet gennemsnitligt fald i tætheden af ejendomsskel i denne periode fra 7.2 til 5.4 km/kv.km. svarende til et fald på 0.1 km/kv.km/år.

Med en forventet stigning i den gennemsnitlige bedriftsstørrelse til 35.9 ha. i 1997 (Hjortshøj Nielsen m.fl.1982) skulle dette fald i tætheden af ejendomsskel på 0.1 kunne forventes at fortsætte århundredet ud.

Alt andet lige må dette dog tages som et maximum. Den efterhånden udbredte samdrift vil på kortere sigt næppe få større matrikelmæssige konsekvenser. Det kan bl.a. udfra matrikeldirektoratets statistik over brugsudviklingen skønnes, at ca. halvdelen af nedgangen i antallet af bedrifter i de senere år kan tilskrives samdrift af matrikelmæssigt adskilte brug.

ÆNDRING I VORE OMRÅDER

På et tilsvarende generelt niveau fremgår ændringsraterne for linieformede biotoper i de 5 af os undersøgte områder af tabel 12.4.

Tabel 12.4 Udviklingen i tætheden af linieformede biotoper samlet for de 5 historisk analyserede områder.

	1954	1967	1981
Km.	147.4	135.0	99.6
i % af 54	100.0	91.6	67.6
Km/kv.km	7.877	7.215	5.323
red.i m/år	51	135	

Det fremgår af tabel 12.4, at reduktionsraten i de undersøgte områder har været af

samme størrelsesorden som de før omtalte 0.1 km/kv.km. pr år, ifald at brugssammenlægninger fulgtes op af ommatrikulering.

Det blev antydet, at dette ikke kan forventes at ske, idet kun halvdelen af nedgangen i bedrifter ifølge matrikeldirektoratet i de senere år kan tilskrives samdrift. På den anden side omfatter angivelserne i tabel 12.4 ikke blot biotoper i ejendomsskellene men også de øvrige linieformede biotoper.

Jensen(1982) fandt, at hhv. 76% og 80% af fjernede hegn og vandløb i hans undersøgelsesområder var "indre" biotoper. Da vi ikke i vores undersøgelse har styr på ejendomsforholdene tilbage i tiden, kan vi ikke foretage en tilsvarende opgørelse. Men det er vort indtryk, at tendensen har været den samme omend noget mindre udtalt i vore områder. På denne baggrund kan overensstemmelsen for perioden som helhed betegnes som ganske god.

MEJETÆRSKEREN

Men bemærkelsesværdigt er det, at reduktionsraten er blevet mere end fordoblet siden 1967, netop omkring mejetærskerens indførelse. Dette viser, som det allerede er diskuteret tidligere og igen vil blive omtalt i det følgende, at den væsentligste reduktion hidtil er sket ved nedlæggelse af biotoper inde på den enkelte ejendom.

Idag udgør biotoper inde på den enkelte ejendom skønsmæssigt 1/3 af de linieformede biotoper. Efterhånden som disse er fjernet kunne man forvente at den absolutte reduktionsrate i m/kv.km/år ville aftage. Dette vil dog kunne vise sig ikke at holde stik, såfremt mange af de idag samdrevne ejendomme, og de der yderligere kommer til i fremtiden vil blive ommatrikuleret i forbindelse med jordomfordelinger. Udviklingen har dog kun i begrænset omfang vist tegn i den retning (Landbrugsministeriet 1982).

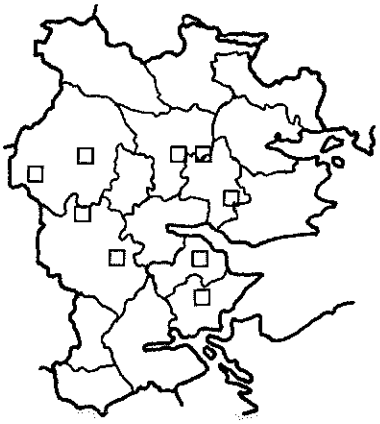
SAMLET

Samlet bedømt tyder vores undersøgelse således på, at de linieformede biotoper tendentielt fortsat vil gå tilbage formentlig med den samme forøgede hastighed, som har kunnet konstateres i det seneste 10-år.

12.1.2 Andre undersøgelser af liniære biotoper

Der forligger enkelte andre arbejder, der beskæftiger sig med kvantitative ændringer i

Fig. 12.2



Vejle amtsråds undersøgelsesområder. Fordeling af 9 prøveområder à 16 km^2. I alt 144 km^2 = 5 % af amtets areal.

de senere års udvikling for de liniære småbiotoper.

Vejle Amtsråd (1985) angiver således summen af hhv. jordvolde/stendiger, levende hegn og vandløb indikeret på målebordsblade og 4cm.-kort i 9 områder a 16 kv.km.. Resultaterne er sammenfattet i tabel 12.5.

Tabel 12.5 Opmålinger af signaturer på målebordsblade og 4cm.-kort for 144 kv.km i Vejle amt omregnet til km. (efter Vejle Amtsråd 1985) og ændringsrater beregnet i % af middeltætheden i den angivne periode.

	1949 km	1970 km	1983 km	Ændringsrate % pr.år.
Jordvold/ stendige	253	172	*	-1.8 (1949-70)
Levende hegn	315	349	340	-0.2 (1970-83)
Vandløb	211	160	127	-1.8 (1949-70)
Sum	779	681		-0.6 (1949-70)

* Opmåling for 1983 angives ikke i kilden.

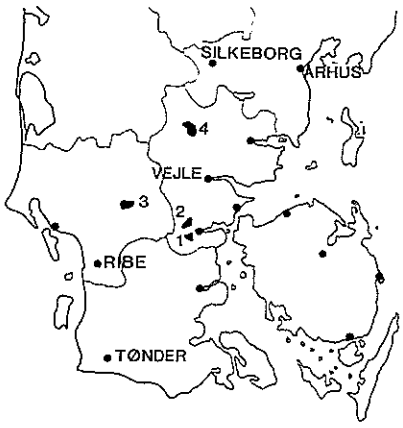
JORDVOLDE/ STENDIGER

Da signatur for jordvold/stendige i 1983 ikke angives af kilden er resultaterne vanskelige at behandle. Det er højest sandsynligt, at der er foregået "udveksling" mellem kategorierne "jordvold/stendige" og "levende hegn". F.eks påviser Agger & Jensen(1982) i deres undersøgelse fra Roskilde amt, at der her i de senere år sker en ikke uvæsentlig tilgroning af tidligere ikke-træ- og buskbevoksede biotoper. På denne måde kan der "opstå" nye biotoper, når skel (der ikke angives på de anvendte kort) vokser til.

HEGN

Af den nævnte årsag kan de opgivne data ikke anses for at give noget rimeligt bud på den stedfundne ændring i de linieformede biotopers tæthed. Et skøn over størrelsesordenen kan dog opnås. Antager vi således, at kategorien "jordvold/stendige" fra 1970 til -83 er ændret med samme rater som fra 1949 til -70, ville der i 1983 have resteret 132 km. Summen af de tre kategorier i 1983 bliver da 599 km. Den gennemsnitlige absolutte reduktion pr. kv.km ville i såfald i den seneste periode have været 44 m/kv.km./år, hvilket som forventet er noget mindre (da opgørelsen ikke omfatter alle linieformede typer), men dog af samme størrelsesorden som de tidligere omtalte reduktionsrater.

Fig. 12.3



De af K.E. Jensen (1982) undersøgte områder.

K.E.Jensen(1982) har i sin undersøgelse beskæftiget sig med ændringer i tætheden af hegn og vandløb (stort set indenfor samme - Vejle - amt).

Han angiver den gennemsnitlige hegnstæthed til 3.8 km/kv.km i de 43 kv.km han undersøgte i 1977. Den samlede længde er i perioden 1950-77 ændret fra 187 km til 166 km, hvilket svarer til en reduktionsrate på 17 m/kv.km/år. Han viser endvidere, at 81% af denne nettoreduktion skyldes nedlæggelse af "interne hegn", hvilket vil sige hegn, der ikke er beliggende i grænsen til vej eller nabo.

Den samlede reduktion af hegn skønnes i gennemsnit at være på 0.5% pr.år. Men ved at dele perioden op i hhv. 1950-63 og 1964-77 kan han vise, at rydningen er sket med dobbelt så stor hast i den sidste periode. På baggrund af interviews med landbrugerne i undersøgelsesområdet vedrørende planlagte rydninger konkluderer Jensen, at hegnsrydningen må forventes at fortsætte "i mindst samme takt som i undersøgelsesperioden".

VANDLØB

Bemærkelsesværdig (og formentlig langt sikrere) er den angivne reduktion i vandløbstætheden. Tallene lader her formode, at reduktionen i den seneste periode er foregået med større hastighed (1.8% mod tidligere 1.3% pr. år). Tilsvarende rate angives af Voigt (1982), der oplyser at 85% af vandløbene ved en undersøgelse på Als viste sig at være forsvundet i perioden 1920-1980. Dette svarer i gennemsnit til en reduktion på 1.4% pr. år.

Vandløb defineres af Jensen som "en fordybning i terrænet, hvor der permanent eller temporært er rindende vand". Dette lader formode, at også det vi kalder grøfter, er omfattet af hans undersøgelse. Derimod udelukker han explicit "større offentlige vandløb".

Den samlede længde af vandløb i hans undersøgelse angives i 1977 til 23 km, hvilket svarer til 0.53 km/kv.km. Af disse angives 62% at ligge i ejendomsskel. Fra 1950 til 77 finder Jensen, at 7.7 km vandløb eller 25% af længden i 1950 er blevet rørlagt. Reduktionsraten har i gennemsnit været 0.9%, hvilket er det dobbelte af, hvad han fandt for hegnene.

Da vandløb er en af de biotoptyper, hvis

tæthed varierer mest fra egn til egn og fra ejendom til ejendom, er sammenlignende undersøgelser her forbundet med særligt store usikkerheder. Eksempelvis er den gennemsnitlige tæthed i Vejle Amtsråds 144 kv.km. 881 m/kv.km og i Jensens 43 kv.km 535 m/kv.km.

PLANER FOR VANDLØB

Jensen har gennem interviews kun kunnet spore planer om yderligere rørlægning af 770 m vandløb (fordelt på 4 af de 153 ejendomme). Dette svarer til en planlagt rørlægning af i gennemsnit 5 m pr. ejendom. Imidlertid refererer han en undersøgelse foranstaltet af Landskontoret for Planteavl i 1973 (Skriver og Hedegaard 1973), der viser, at der er behov for at rørlægge 3.500 km interne private vandløb i Danmark fordelt på 12% af de dengang værende ejendomme. Det svarer til 38 m pr. ejendom. Disse 38 m er næsten det 8-dobbelte af det, der aktuelt var planer om at rørlægge i Jensens undersøgelsesområde. Dette lader formode, at rørlægning af vandløb tendentielt kan fortsætte med samme styrke i endnu adskillige år.

12.1.3 Samlet om udviklingen for lineære biotoper

SAMLET

Når bortses fra større veje (veje excl.markveje) har de linieformede biotoper været i markant tilbagegang. Reduktionen har især ramt de biotoper, der har været beliggende inde på den enkelte ejendom, og kun i mindre grad de der ligger i ejendomsskellet. Reduktionsraten synes at være fordoblet indenfor de sidste 10-15 år. Fortsatte brugssammenlægninger og eksisterende dræningsbehov tyder på, at reduktionsraten tendentielt vil fortsætte med samme styrke århundredet ud. Holder det stik, vil de lineære biotoper, alt efter om man regner med en absolut reduktion på 135 m/år eller med en procentuel reduktion på 2% pr.år, være reduceret til mellem halvdelen og 2/3 af, hvad der var i 1981.

12.2 Udviklingstendenser for areelle biotoper

De areelle småbiotopers oprindelse og funktion adskiller sig, som det bl.a. fremgik af kap.7.3, meget fra de linieære biotoper. De er i langt ringere grad knyttet til arronderingsmæssige forhold, men har til gengæld

større betydning for jagten og som recipienter for affald. De adskiller sig også fra de linieformede ved at udviklingen for en del af dem er langt bedre undersøgt, hvilket vil fremgå af det følgende.

Udover denne undersøgelse foreligger der kvantitative undersøgelser over udviklingen af de areelle småbiotopers tæthed fra flere forfattere. Med en enkelt undtagelse er det fælles for disse, at de kun beskæftiger sig med de våde areelle biotoper.

12.2.1 Udviklingen i de af os undersøgte områder

VORES DATA

I tabel 12.6 er givet en oversigt over de areelle biotopers udvikling i de 5 historisk undersøgte områder. Af hensyn til den efterfølgende sammenligning med andre undersøgelser er alene resultaterne fra de to fly-fotoregistreringer og feltundersøgelsen vist.

Tabel 12.6 Udviklingen i de areelle biotopers antal i de 5 historisk analyserede områder.

	1954	1968	1981
ANTAL:			
Våde areelle	169	147	106
Gravhøje	17	16	14
Trægrupper*	60	66	69
Andre tørre			17
Alle areelle	246	229	206
AREAL i ha.:			
Våde areelle	23.80	27.72	18.37
Gravhøje	.41	.38	.33
Trægrupper*	11.41	15.89	26.62
Andre tørre			5.42
Alle areelle	35.65	43.92	39.34

ÆNDRINGSRATER i % pr. år.	1954-68	1968-81
Antal:		
Våde areelle	-1.0	-2.5
Gravhøje	-0.4	-1.0
Trægrupper*	+0.7	+0.3
Alle areelle	-0.5	-0.8
Areal:		
Våde areelle	+1.1	-3.1
Gravhøje	-0.5	-1.1
Trægrupper	+2.3	+3.9
Alle areelle	+1.5	-0.8

* Omfatter remiser, beplantninger og bevoksninger og solitære træer.

Af tabellen fremgår de allerede tidligere omtalte markante forskelle i hhv. de våde og de tørre areelles udviklingsmønster. Endvidere ses der en tendens til en relativt større reduktionsrate og mindre etableringsrate i den seneste periode i forhold til den første. Reduktionsraten for de våde areelle er her både mht. antal og areal mere end fordoblet.

BYRNAK M.FL.

Fig. 12.4

De af Byrnak m.fl. (1980) undersøgte områder

Byrnak m.fl.(1980) har gennemført en analyse, der, som pilotprojekt til det her forelagte, har anvendt stort set den samme registreringsprocedure som vi. Undersøgelsen omfattede 12.25 kv.km agerland i det sydlige Hornsherred (herunder de knap.4 kv.km. der udgøres af vores område 13) og 3.45 kv.km. på Østmøn.

Byrnak angiver ikke ændringer for det samlede antal areelle biotoper på forskellige tidspunkter. Men antal for de tre kategorier "vandhuller", "beplantninger" og "grusgrave" anføres periode for periode, ligesom det samlede areal af alle areelle anføres. Resultaterne er sammenstillet i tabel 12.7.

Tabel 12.7 Areelle biotoper: Ændring i antal og areal for sammen- lagt 15.7 kv.km. agerland i det sydlige Hornsherred og Østmøn. (efter Byrnak m.fl.1980).

	1957	1967	1981
ANTAL:			
Våde areelle	97	91	87
Alle areelle*	119	114	123
AREAL:			
Våde areelle	21.4	20.1	18.2
Tørre areelle	14.4	16.7	19.5
ÆNDRINGSRATE i % pr.år:			
Antal:			
Våde areelle	-0.6	-0.4	
Alle areelle	-0.4	+0.7	
Areal:			
Våde areelle	-0.6	-0.9	
Tørre areelle	+1.5	+1.4	

* Indeholder vandhuller, beplantninger, grusgrave. Også gravhøje, bane og enkelte andre typer, der dog alle har haft meget nær den samme udbredelse siden 1930`erne.

Tabel 12.7 viser med al tydelighed, at der

også i disse områder har været stor forskel i udviklingen for hhv. de våde og de tørre areelle. Men den klare tendens til intensiveret biotopafvikling og aftagende biotopetablering i den seneste periode, som kunne iagttages i tabel 12.6 er ikke her til stede i samme grad.

Over hele perioden fra 1895 til 1978 som Byrnak m.fl. har undersøgt, er det samlede antal af areelle biotoper reduceret til 60%, af hvad det var ved periodens begyndelse. Reduktionen har sandsynligvis været noget større, idet feltregistreringen i 1978 formentlig har opfanget flere helt små biotoper, der kan have undgået registrering på kortene. Det samlede biotopareal er derimod øget med 15%. Byrnak m.fl. konkluderer: "At de små er gået mere tilbage end de større og de våde mere tilbage end de tørre" (faktisk er de tørre gået frem). Og de pointerer, at der i vid udstrækning har været tale om, at mange små varierede biotoper er blevet afløst af få, ensartede store biotoper (især beplantninger og grusgrave).

12.2.2 Andres undersøgelser

ÅRHUS KOMMUNE

P.Skriver(1981) har besøgt samtlige vådlokaliteter (angivet som "vandhuller, moser og søer") i Århus kommune (47 kv.km.). Han fandt i 1980 ialt 835 eksisterende vådlokaliteter, hvoraf 817 (98%) var under 2 ha.. Undersøgelsen omfattede hele kommunen, dvs. også ikke-landbrugsarealer.

På baggrund af kort fra hhv. 1900-09 og 1951-52 og feltiagttagelser i 1980 bliver reduktionsraterne skønnet. For alle størrelseskategorier ligger den i perioden 1900-1950 meget nær 1.2% pr.år. Efter 1951 angives denne reduktionsrate at fortsætte uændret for lokaliteter under 1000 kv.m, medens den for de større falder til 0.4% pr.år.

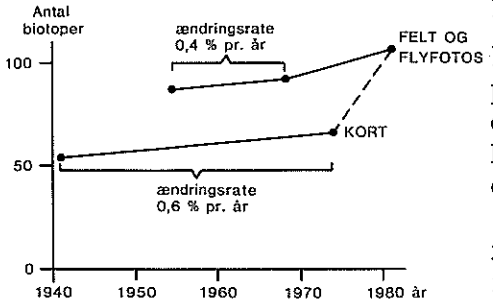
Skriver anfører, at studiet af 4-cm.kort fra 1969-74 afslørede signaturer for 820 vådlokaliteter, flyfotos fra 1974 yderligere 430 og feltregistreringen i 1980 endnu 95, ialt 1345 vådlokaliteter. Antager vi at kortene fra 1969-74 viser småbiotoper med samme effektivitet som de tidligere kortserier, kan de nævnte 820 registreringer på sidste kortserie benyttes til at skønne reduktionsraten fra 1950-51 frem til 1969-74. Dette skøn giver en reduktionsrate på 2.9% pr.år. Mod-

sat Skrivers konklusion om at reduktionsraten fortsætter uforandret for de små biotoper og aftager for de store, er der m.a.o. tale om mere end en fordobling af den samlede reduktionsrate.

Dette holder dog næppe. Nok vil der altid være en vis mængde småbiotoper, som ikke er med på kortene. Beregnes reduktionsrater, må denne mængde enten regnes med både ved periodens begyndelse og ved dens afslutning eller udelukkes i begge. Tages de ikke, som i Skrivers tilfælde med i begyndelsen, fører det til en underestimering af den stedfundne reduktion.

Imidlertid er der som anført i kap.4 tale om, at 4cm.-kortene udelader flere småbiotoper, end de tidligere målebordsblade gjorde. Dette bevirker, at det ovennævnte skøn på 2.9% er et overestimat. Desværre kan vi ikke afgøre hvor meget, da vi ikke for målebordsbladenes vedkommende har den samme mulighed for kontrol v.hj.a. flyfotos, som den der i kap.5 blev beskrevet for 4cm.-kortene. Den viste, at ca. 1/3 af de våde småbiotoper ikke er med.

Fig. 12.5



Antallet af de i 1981 registrerede våde areelle biotoper på flyfotos (1968 og 1954) og kort (1974 og 1941). Data fra tabel 5.1.

Dog tillader beregningen (i tabel 5.1 og 5.2) et forsigtigt skøn. Antages konstante "etablerings-rater", viser flyfotoene fra 1954 til 1968 en etableringsrate på 0.4% pr.år. Kortene fra 1941 til 1974 viser en etableringsrate på 0.6% pr.år (se fig.12.5). Havde 4-cm.kortet fra 1974 en væsentlig mindre opløsningsevne end målebordsbladet fra 1941, ville man have forventet, at etableringsraten ville have været vurderet som faldet og ikke som anført steget fra o.4 til 0.6%.

Da der således ikke er belæg for at antage en væsentlig indskrænkning i opløsningsevnen for kortene fra 74 i forhold til kortene fra 1941, synes det udfra en samlet bedømmelse derfor givet, at reduktionsraten i de århusianske områder har været væsentligt større, end de 1.2% som Skriver anfører - måske dobbelt så stor.

Udover dette rummer anvendelsen af Skrivers data i den her foreliggende sammenhæng det problem, at biotopdefinitionerne ikke klart fremgår af kilden, ligesom det heller ikke er klart under hvilke omstændigheder en vådlokalitet erklæres som forsvundet.

Det anføres, at 510 af de 1250 på kort og fotos lokaliserede biotoper i felten fandtes at være "opfyldt, udtørret mv 1969-80". Det fremgår ikke her klart, om det er biotopen som sådan, der er forsvundet, eller om den blot er ophørt med at kunne betragtes som vådområde eller som levested for vandfugle og padder. At der ihvertfald delvis er tale om det sidste (og dermed tale om en væsensforskellig registreringsprocedure fra den af os anvendte) fremgår af Skrivers tabel 4, hvor "forurening, spildevandsudledning" angives som årsag til at 16 lokaliteter er ødelagt og dermed betragtes som forsvundne vådlokaliteter.

SØNDERJYLLAND

Sønderjyllands Amtskommune(1985) har på flyfotos fra hhv. 1975 og 1984 forsøgt at genfinde alle de åbne vandflader, der kunne ses på 4-cm.kort og fotos fra 1954. Nye vandflader er ikke blevet forsøgt fundet.

Ialt fandtes i 1954 16.854 vandflader. Af disse var 13.170 (78%) beliggende i ager. Af disse forsvandt 1933 i perioden fra 1954 til 1975, og andre 1920 forsvandt fra 1975 til 1984. Dette svarer til reduktionsrater på hhv. 0.7% og 0.9% pr.år i de to perioder. I den første periode var reduktionen stort set den samme (9%) for alle størrelseskategorier under 1000 kv.m og halvt så stor for dem over. I anden periode var der derimod en klar tendens til, at vandfladerne forsvandt jo hurtigere desto mindre de var: 4% for dem over 1000 kv.m., 9-16% for dem mellem 100 og 1000 kv.m. og 24% for vandflader under 100 kv.m., hvilket svarer til reduktionsrater på hhv. 0.4%; 1.0-1.8% og 2.7% pr.år.

I en afsluttende fremskrivning konkluderes det for Sønderjyllands amt:

"Selv en fortsættelse af den nuværende forsvindingsrate vil ved århundredeskiftet have halveret antallet af vandflader fra 1954." (Sønderjyllands Amtskommune 1985 s.21)

SAMMENLIGNING

Umiddelbart er sammenligninger med andre undersøgelser vanskeliggjort af, at de registrerede "åbne vandflader" på flyfotos, ikke præcist kan relateres til de biotopdefinitioner, der er anvendt i andre undersøgelser. Men den valgte afgrænsning har været egnet til formålet, at registrere relative forskelle mellem landskabstyper (i mindre grad arealtyper) og relative forskelle i reduktionsrater over årene indenfor amtet.

I en sammenligning med vores resultater, må der især tages højde for dels etablering af nye vandflader i løbet af undersøgelsesperioden dels i den "forsvinding", der består i, at vandfladen efterhånden helt kan skjules af opvoksende træ- og buskvegetation.

Af de biotoper i vor undersøgelse, der i 1981 var registreret som havende åbne vandflader, var 87 udaf 106 også at finde som sådanne i 1954. Dvs. at 19 er kommet til. I samme periode forsvandt som det fremgik af tabel 12.6 netto 63 våde areelle. Dvs. at ialt 19+63=82 "1954-biotoper" forsvandt over perioden, hvilket svarer til 1.8% pr.år. Dette er størrelsesfordelingen taget i betragtning i god overensstemmelse med de tilsvarende resultater fra Sønderjyllands amt.

K.E.Jensen (1982) undersøger også det han betegner som "mergelgrave og andre huller". I præsentationen af sin undersøgelses baggrundsvariable definerer han "vådområder":

"Herved forstås søer, moser og sumpede områder. Disse arealer udgør sammen med de mindre vandhuller og vandløbene de egentlige vådområder." (Jensen 1982 s.23)

I præsentationen af undersøgelsesresultaterne omtales både mergel-, grus- og tørvegrave, og det anføres:

"Grusgravene er registreret særskilt, medens der ikke er fortaget nogen opdeling af de øvrige huller efter deres oprindelse, naturmæssige tilstand, benyttelse o.s.v." (Jensen 1982 s.157).

Vi tolker dette som udtryk for, at Jensens data svarer til vores "våde areelle".

Af 224 vandhuller i 1950 var der 193 tilbage i 1963, og 142 i 1977. Dette svarer til reduktionsrater på hhv. 1.1 og 2.2% pr år i de to perioder, hvilket ligger forbløffende nær de 1.0 og 2.5 %, som vi præsenterede i tabel 12.6. Atter ser vi, at der er sket noget nær en fordobling af reduktionsraten i de seneste år.

Jensen anfører ikke, at der skulle være etableret nye vandhuller i undersøgelsesperioden. Dette kan undre. Selvom etablering af nye vådområder efter alt at dømme har været af stærkt begrænset omfang, så er det dog

noget der foregår. I vores undersøgelse blev der således i perioden 1954 til 1981 som før nævnt etableret 19 nye vådområder, svarende til 11% af antallet ved periodens begyndelse.

Om den fremtidige udvikling konkluderer Jensen, at der i de nærmeste år kan forventes en fortsat reduktion af samme størrelse som i undersøgelsesperioden.

Vejle Amtsråd(1985) har opgjort antallet af større søer (over 500 kv.m.), aftegnet på kort over de 144 kv.km. man har undersøgt. For 1949 fandtes 81 søer, for 1970: 69 og 1983: 73, hvilket giver en gennemsnitlig reduktionsrate over hele perioden på 0.3% pr. år. Dette er lidt lavere end de 0.5% man i Sønderjyllands amt fandt for samme størrelseskategori. Her er - og var tætheden af søer over 500 kv.m. knap 3 gange højere end i Vejle amt.

P.Nielsen(1975) undersøgte 9 kv.km. N. for Farum. Han fandt, at 83 små vandhuller i det åbne land var, hvad der resterede af de 171, der angaves på målebordsbladene fra 1930. 88 var forsvundet og 3 kommet til. Dette svarer til en netto-reduktion på 50% og en reduktionsrate på 1.5% pr. år.

Fog og Berger(1981) genbesøgte 297 fra ca. 1944 kendte ynglevandhuller for padder i Nordsjælland. Af disse var 37 forsvundet (dvs. "stedet og plantevæksten helt forsvundet"). Dette svarer til 0.4% pr.år. For lokaliteter under 1000 kv.m. var reduktionsraten 0.7% pr. år og for større lokaliteter 0.1% pr.år. Til disse relativt lave rater skal det bemærkes, at der er tale om lokaliteter, der i 40`erne må formodes at have været særligt egnede paddelokaliteter. Formentlig lå de allerede dengang mere beskyttet end vandhuller i almindelighed i agerlandet, og 1/3 af de undersøgte lokaliteter ligger udenfor egentligt agerland - og dermed inde i områder der normalt har lavere reduktionsrater (feks. skov).

Endelig har Bornholms Amtskommune(1985) for årene 1914, 1945 og 1975 fortaget optællinger af søer på målebordsblade og 4-cm.kort. Det anføres, at antallet over perioden 1914-

1975 er halveret, svarende til en gennemsnitlig rate på ca. 1.1% pr.år.

Samlet om udviklingen for areelle biotoper

Udviklingen for de areelle småbiotoper kan ikke med rimelighed betragtes under et. De forskellige typer kan med føje grupperes i 3 med hver sin udviklingstendens:

A: Typer med stærk tilbagegang (våde areelle)

B: Typer i moderat tilbagegang (gravhøje)

C: Typer i fremgang (andre tørre areelle)

For de typer der er i tilbagegang, har der været tale om noget nær en fordobling af reduktionsraten i de senere år. Men også øgningstakten i etablering af de typer der er i fremgang er mindsket. Med mindre udviklingsbetingelserne ændres, vil med de nuværende trends (tabel 12.6) antallet af de våde areelle kunne nå ned på 2/3 af niveauet i 1981 ved århundredets afslutning, og ned på 1/6 af hvad det var 100 år tidligere. Den samlede tæthed af areelle vil derimod kun være faldet med 10-15%.

12.3 Udviklingstræk i det samlede mønster

I tabel 12.8 er præsenteret en sammenstilling af alle de i det forgående anførte reduktionsrater fundet af forskellige forfattere. Som det fremgik, er der en del problemer ved at fortage en direkte sammenligning. Derfor skal tabellen blot anvendes til at fremhæve generelle træk.

Tabel 12.8 Oversigt over ændringsrater udtrykt som den gennemsnitlige årlige forandring i % af det gennemsnitlige antal over den anførte periode.

KILDE	TYPE	AREAL* kv.km.	PERIODE	RATE %/ÅR
Biotopgruppen	Linieformede	18	1968-81	-1.9
Vejle Amtsråd	Jordv./stendiger	144	1949-70	-1.8
Vejle Amtsråd	Levende hegn	144	1970-83	-0.2
Jensen 1982	Hegn	43	1950-77	-0.5
Vejle Amtsråd	Vandløb	144	1970-83	-1.8
Voigt	Vandløb	Als	1920-80	-1.4
Jensen 1982	Vandløb	43	1950-77	-0.5**
Biotopgruppen	Våde areelle	18	1968-81	-2.5
Byrnak m.fl.	Våde areelle	16	1967-78	-0.4
Skriver modif.	Vådområder	47	1951-74	-2.9
Sønderjyl.Amt	Åbne vandflader	S.a.***	1975-84	-2.1
Jensen 1982	Våde areelle	43	1963-77	-2.2
Nielsen 1975	Vådområder	9	1930-75	-1.5
Bornholms Amt	Søer	Bh.	1914-75	-1.1
Skriver 1981	Våde u.1000 kv.m.	47#	1951-81	-1.2
Fog & Berger	Våde u.1000 kv.m	-	1944-80	-0.7
Skriver 1981	Våde o.1000 kv.m	47#	1951-81	-0.4
Fog & Berger	Våde o.1000 kv.m	-	1944-80	-0.1
Vejle Amtsråd	Søer o.500 kv.m.	144	1949-83	-0.3
Biotopgruppen	Gravhøje	18	1968-81	-1.0
Biotopgruppen	Trægrupper	18	1968-81	+0.3
Byrnak m.fl.	Alle areelle	16	1967-78	+0.7

* Arealerne er ikke helt sammenlignelige se teksten.
**Excl. større offfentlige vandløb
*** Fra Sønderjyllands amt i 1954.
# sandsv. undervurderet, se tekst.

Selvom det er en meget heterogen samling af undersøgelser, der ligger til grund for tabel 12.8, tillader den alligevel, at der drages en række generelle konklusioner.

Selvom de forskelle i estimaterne, der skyldes forskelle i opgørelsesmetoder tages i betragtning, efterlader det alligevel et indtryk af generel overensstemmelse mellem de forskellige undersøgelsers resultater.

GROVE TRENDS

For det østlige Danmark skønner vi, at de våde linieformede og våde areelle biotoper groft set går tilbage med 2% pr.år, hvilket svarer til en halveringstid på 35 år. Gravhøje og enkelte andre går tilbage med ca. 1% pr. år svarende til en halveringstid på 70 år. Endelig går de øvrige tørre areelle frem med små 0.5% pr.år svarende til en fordoblingstid på 140 år.

Det er især typerne remiser, beplantninger og grusgrave, der er årsagen til fremgang. Som det fremgik af den historiske gennemgang i kapitel 8, var disse typer omkring århundredeskiftet af helt underordnet betydning. Over hele perioden er grusgrave gået frem. Det har først været en successiv etablering af mange små grave, senere ved etablering af få men store grusgrave. Remiser og beplantninger, der ikke kan adskilles på kortene, begyndte i de af os undersøgte områder at vise sig i 30`erne, men først indenfor den seneste snes år er de for alvor begyndt at præge agerlandet.

DE SMÅ MERE END DE STØRRE

Havde opstillingen i tabel 12.8 været mere detaljeret, ville den kunne have afsløret, at enkelte linieformede biotoptyper er i svag fremgang. Det drejer sig primært om rabatter langs især de større veje, hvorimod markveje såvel som de fleste andre linieformede er gået tilbage. Stærkest har tilbagegangen været for våde linieformede, især grøfterne. Så her gælder, at" de våde er gået mere til bage end de tørre og de små mere end de større."

DE VÅDE MERE END DE TØRRE

Dette holder også stik for de areelle. Det fremgår dels af undersøgelsesresultaterne referet i tabel 12.8, der viser at de små vådområder under 1000 kv.m. er gået kraftigere tilbage end dem over, og at der er en generel fremgang for tørre og tilbagegang for våde areelle, dels viser Byrnak m.fl. i deres undersøgelse, at den positive ænringsrate for alle areelles samlede areal har været større end den antalsmæssige ændringsrate.

INDRE HEGN NEDLÆGGES

For de linieformede biotoper er der blevet påvist en snæver tilknytning til ejendomsskel. Således var 9/10 af ejendomsskellene i vores undersøgelsesområder biotopbærende i 1981. Og vores og Jensens undersøgelser viser, at 60-65% af alle linieformede omkring 1980 lå i ejendomsskel. Samtidigt er det påvist, at langt hovedparten af reduktionen i linieformede biotoper skyldes nedlæggelse af biotoper i markskellene inde på den enkelte ejendom. I Jensens undersøgelse skyldtes 80% af den fra 1950 til 1978 stedfundne hegnsreduktion således nedgang i "indre hegn".

AFHÆNGIG AF SAMMENLÆGNING

Generelt følger af denne tilknytning til ejendomsskellene, at tætheden af de linieformede biotoper i stigende grad er og vil være

følsom overfor ejendomssammenlægninger. Den foreliggende empiri på dette område viser en rimelig god overensstemmelse med, hvad man ud fra teoretiske overvejelser kunne forvente.

HEGNSPLANTNING OG TILGRONING

Særlige forhold gør sig gældende for hegnene. For det første er der sket en (omend behersket) plantning af nye hegn. I Jensens undersøgelse svarende til 5% siden 1950 i forhold til ved periodens begyndelse, svarende til 0.2% pr.år. Men forholdene i andre jyske områder kan afvige meget herfra. For det andet sker der ihvertfald i visse egne en naturlig tilgroning af tidligere ubevoksede linieformede biotoper. Dette er påvist af Agger & Jensen(1983) for Roskilde amt, hvor de skønner, at den samlede vegetationsdækning som følge af naturlig tilgroning er øget med 34% svarende til 1.3% pr.år fra 1954 til 1980.

TILGRONING AF AREELLE

Tilgroning spiller også en væsentlig rolle for de areelle biotoptyper. Det har betydning ved at ændre levevilkårene for dyr og planter i biotopen. I flere af de referede undersøgelser af våde areelle, hvor det primære sigte har været en opgørelse over levesteder for padder og vandfugle, afspejles dette forhold i, at mange biotoper er bedømt "forsvundne" (p.gr.a. tilgroning), uagtet at de fortsat eksisterer som (omend ændrede) biotoper.

Men også i mere geografisk orienterede biotopregistreringer har tilgroning betydning. Således er en del af de flyfoto-registrerede "åbne vandflader" i Sønderjyllands amt "forsvundet", fordi de med tiden er blevet overskygget af opvoksende træer. Og på G.I.`s kort vil biotoper blive tillagt andre signaturer, efterhånden som de går fra en ubevokset til en bevokset tilstand.

FORSINKELSES-EFFEKT

Man kan ikke se bort fra det forhold, at de ændringer, der kan aflæses i biotopmønstret, kan være følger af drift- og strukturomlægninger, der ligger f.eks. 10 år forud. Der kan m.a.o. være tale om en vis forsinkelseseffekt, der kan bevirke, at de biotopændringer, vi har aflæst gennem 70` erne, er en følge af de landbrugsmæssige ændringer, der fandt sted i 60` erne.

MINDRE SYNLIGE SKADER

Endelig må det ikke glemmes, at der, udover hvad der kan iagttages på kort og fotos af forandringer, sker en lang række ændringer i

biotopernes tilstand, der både ændrer deres udseende og deres kvalitet som levested for vild flora og fauna. Den især for de våde areelle omfattende anvendelse af småbiotoperne som recipienter for affald blev sammen med påvirkninger fra halmafbrænding og marksprøjtning omtalt i kap. 7.3. Men også de mere inddirekte påvirkninger i form af udtørring og eutrofiering har, selvom de selv i felten kan være mindre synlige alligevel afgørende effekt på biotoperne og dermed afgørende betydning for de forringede levevilkår for dyr og planter, som selve biotoptilbagegangen kun er en del af.

FALDENDE LØDIGHED

Set under et er biotopmønstret ved at ændres på en måde, hvor en tætmasket og varieret biotopsammensætning ændres i retning af færre, større men mere eensartede typer (færre vandløb og våde areelle - flere vejrabatter og beplantninger). Denne ensformiggørelse overlejres af en mere generel og diffus påvirkning med luft- og vandbårne forurenende stoffer.

ISOLATION

Endelig sker der det, at i takt med at der "tyndes ud" i biotoperne, bliver der længere mellem de tilbageblevne. En diskussion af de effekter, som den dermed forbundne tiltagende isolation af af dyre- og plantebestandene i den enkelte biotop medfører, er emnet for næste kapitel.

13. UDVIKLINGENS BETYDNING FOR FLORA OG FAUNA

JORDBRUG

13 DEN BIOLOGISKE BETYDNING AF BIOTOPMØNSTRETS FORANDRING

13.0 Indledning

Vi har betragtet udviklingen i biotopmønstret over et tidsspand på 100 år. Med tanke på de store forandringer, der i denne periode er sket indenfor landbrugsproduktionen, er det at forvente, at der også er sket store ændringer i levevilkårene for den vilde flora og fauna i agerlandet.

SPARSOM LITTERATUR

Forsøger man nøjere at beskrive disse ændringer, løber man imidlertid ind i det allerede omtalte problem, at den foreliggende litteratur, der kan gøre en nøjere præcisering mulig, er meget sparsom. Kvantitative opgørelser af biotoper og bestandsstørrelser af plante- og dyrearter foreligger stort set kun fra de allerseneste år. Derfor er vi indtil videre henvist til overvejende at gøre generelle betragtninger, der kun hist og her kan belyses med eksempler fra enkeltarter eller artsgrupper.

KOMPLEKS AF ÅRSAGER

Et yderligere problem består i, at de forandringer, der eventuelt kan dokumenteres, sjældent kan føres tilbage til een bestemt årsag. Forholdene i agerlandet er meget komplekse, og mange forskellige årsager til ændringer kan spille sammen, på en måde der er vanskelig at afdækker.

I dette kapitel vil vi fokusere på småbiotopmønstrets betydning for ændringerne i levevilkårene for den vilde flora og fauna. Men for at kunne bedømme dette har vi fundet det hensigtsmæssigt først at skitsere, hvilke øvrige forandringer der har været årsag til ændringer i levevilkårene.

13.1 De ikke-biotopbetingede forandringer

Flere kilder beskriver de generelle og overvejende negative udviklingstendenser for flora og fauna i agerlandet og diskuterer deres eventuelle årsager (Fredningsstyrelsen 1980, Pape Møller 1980a, Biotopgruppen 1982, Agger m.fl. 1982, Primdahl 1985, Westmacott and Worthington1974, Schemel und Englmaier 1982)

Samlet viser disse arbejder klart, at ændrin-

ger i biotopmønstret langt fra er den eneste årsag til ændrede levevilkår og dermed forekomsten af vilde dyr og planter i agerlandet. Selv er vi kommet til den opfattelse, at ændringer i biotopmønstret kun er "toppen af isbjerget" - en del af det store kompleks af faktorer, der samlet har betydet forringede vilkår.

TOPPEN AF ISBJERGET

Et eksempel i denne sammenhæng er den optælling af engfugle, som Pape Møller (1980b og 1983) beskriver fra et 15 kv.km. stort landbrugsområde omkring Kraghede i Vensyssel. Her viste optællinger i h.h.v. 1970 og 1980 markante tilbagegange for 9 udaf de 10 almindeligste fuglearter, hvor der i samme periode kun havde fundet ubetydelige forandringer i småbiotopmønstret sted. Derimod kunne det konstateres, at antallet af bedrifter med kvæg og dermed udbredelsen af græsmarker var halveret over perioden.

Også Enkelte andre undersøgelser giver anledning til at vurdere betydningen af det samlede kompleks af ændringer i landbrugsproduktionen for udvalgte artsgrupper. Således har miljøstyrelsen (Dansk Ornithologisk Forening 1984) iværksat en sammenlignende undersøgelse af fuglefaunaen på h.h.v. økologiske- og konventionelle landbrug. Andre undersøgelser tager en enkelt faktors betydning op til nøjere vurdering. Review artikler om halmafbrænding findes i Ugeskrift for Jordbrug 1977 og om pesticider i Nøhr og Klug-Andersen 1983.

EN OVERSIGT

Pape Møller (1980a) og Biotopgruppen (1982) giver en oversigt over de faktorer i landbrugsproduktionen, der har haft særlig betydning for især fuglefaunaen.

Fra 1945 til 1984 er kornarealet tiltaget med 28% (fra 42% til 59% af landbrugsarealet), og græsarealerne er mere end halveret (fra 38% til 19% af landbrugsarealet). Arealet med roer er i samme periode aftaget med 47% og kartoffelarealet med 71% (rodfrugter tilsammen fra 17% af landbrugsarealet til 9%).

GRÆSAREALET

Disse opgørelser er på landsplan. Regionalt kan udviklingen afvige meget herfra, hvilket især i Østdanmark er i en for flora og fauna overvejende negativ retning. Mens arealet med græs- og grøntfoder samt græs udenfor omdrift i Jylland er faldet fra 42% til 25% af landbrugsarealet, er det på øerne faldet fra 29% til 8%. Landbrugsarealet som helhed

er ydermere indskrænket mest på øerne, så de samlede græsarealer her idag kun udgør 17% af de tilsvarende arealer i 1945.

Græsarealets betydelige indskrænkning skyldes nedgang både i arealer udenfor- og indenfor omdrift. Dette har betydet drastiske tilbagegange, som er dokumenteret for engfuglefaunaen. Men disse arter kan i en vis udstrækning tages som indikatorer for udviklingen også indenfor andre dyregrupper. F.eks. angiver Fog ogBerger (1981) indskrænkninger i græsarealerne omkring vådområderne, hvor padderne kan finde føde, som en af de væsentligste årsager til denne dyregruppes tilbagegang i de senere år.

RODFRUGTER OG BRAKMARKER

Indskrænkningen i arealet med rodfrugter og arealet med brakmarker har hver på sin måde betydet tilbagegange for bestemte fuglearter, fordi fourageringsmulighederne og/eller ynglemulighederne er blevet forringet. Men samtidigt skal det dog anføres, at indførelse af nye afgrødetyper også kan have en positiv indflydelse på bestandene af fugle såvel som andre organismer (f.eks. majsmarkers overvejende positive betydning for betstanden af fasaner).

SÆDSKIFTE

Endvidere betyder det manglende sædskifte og den stadigt mere eensidige dyrkning af byg på samme arealer år efter år en ensretning af plantesamfundene og en forringelse af jordens struktur og dermed jordorganismernes levevilkår til følge.

VINTERGRØNNE MARKER

Den stadigt større udbredelse af kornafgrøder har i perioder betydet, at større arealer har ligget nøgne vinteren over, hvorved en stor del af de større dyrs fouragerings-muligheder er blevet yderligere forringet i den allerede fødefattige del af året. I de seneste år, hvor dyrkning af vinterbyg atter er blevet tilladt, er dette forhold i nogen grad ændret i positiv retning, omend det samtidigt indebærer en mere intens anvendelse af sprøjtemidler, der på anden måde kan udgøre en trussel mod flora og fauna.

UDTØRRING

Idag er lidt over halvdelen af de danske landbrugsarealer drænet. Sammen med afvanding og stigende indvinding af vand til markvandings- og byformål har dette bevirket en tiltagende udtørring såvel i- som mellem markerne. I eksemplevis engområderne bevirker dette en ustabil tilgang af smådyr, der tjener som føde for andre dyrearter. I småbiotoper-

ne har den stigende udtørring selvsagt alvorlige følger for de plante- og dyrearter, der er knyttet til fugtig bund og vand.

GØDNING

Den generelt stærkt stigende anvendelse af kunstgødning og den lokalt stærkt koncentrerede udbringelse af staldgødning på uheldige tidspunkter af året har især negative følger for flora og fauna i agerlandets vådområder. Udsivende næringsstoffer stimulerer plantevæksten, så den vokser op og skygger for vandets opvarmning, hvorved f.eks. paddernes ynglesucces kan anfægtes (Ø-gruppen 1983, Fog og Berger 1981). Og næringsstoffer i store mængder favoriserer få næringselskende arter på bekostning af de (i reglen mange) andre arter (Rutzats and Haber 1982). Løjtnant (1980) angiver, at netop den neddykkede (submerse) vegetation i ferskvand idag er en af de mest udryddelsestruede plantegrupper i Danmark.

GRÆSNING

Specialiseringen indenfor landbruget har bevirket, at mange bedrifter og hele egne idag er uden kvæg og dermed uden behov for græsningsarealer. For naturindholdet i småbiotoperne har dette betydet, at disses umiddelbare omgivelser ofte har skiftet karakter, og mange vådområder, der tidligere i kraft af vedvarende græsning lå som lysåbne samfund, er idag ved at gro til. Kombineret med stigende tilførsler af næringsstoffer og vandstandssænkning er dette med til at fremkalde den voldsomme tilgroning, der anses for en af de væsentligste trusler mod urtefloraen og paddefaunaen. Ved registreringen af moser i hovedstadsregionen (Hovedstadsrådet 1980) blev der konstateret tilgroning i 70% af de 1800 undersøgte lokaliteter.

SPRØJTNING

Den stærkt øgede anvendelse af herbicider har især ramt forekomsten af vilde planter i markerne. En egentlig nedgang i mængden af ukrudt har ikke kunnet konstateres (Pape Møller 1980a), men der er sket en tiltagende ensretning og en forskydning fra flerårige mod enårige ukrudtsarter (Haas og Streibig 1980). Ændret sædskifte, øget gødskning og mekanisering har været medvirkende årsager.

For pesticidernes vedkommende kendes en lang række akutte forgiftninger og enkelte tilfælde af gifte, der akkumuleres i fødekæderne. Dette angår især rovfugle. Men de væsentligste negative effekter af sprøjtemidlerne anses for at være de inddirekte forringelser af fuglenes og andres fødegrundlag, hvilket

bl.a. angår en lang række af agerlandets almindelige fugle (Nøhr og Klug-Andersen1983).

Hald og Kjølholdt(1985), der beskriver de foreløbige resultater af de faunamæssige konsekvenser af at friholde en op til hegn grænsende 6 meter bred zone for sprøjtning viser, at der sandsynligvis er et samspil mellem hegnets og markens fauna. Bl.a. synes markens nyttefauna f.eks. rovbiller at være afhængige af hegnet som opholdssted vinter og forår. De viser endvidere hvorledes sprøjtning mod skadedyr (bladlus) kan reducere også de nyttige insekter kraftigt. Endelig tyder deres foreløbige iagttagelser på, at en sprøjtefri zone på 6 m. ikke nødvendigvis medfører et væsentligt udbyttetab i denne.

Overfor dette sidste bør dog fremhæves, at Landbrugsministeriet(1986) skønner, at nettotabet ved helt at ophøre med at anvende pesticider i landbruget vil indebære et årligt tab på 2.7 mia. kr. Regner vi med (for at få en ide om størrelsesordner), at tætheden af hegn og diger i landet som helhed er den samme som i de af os undersøgte områder, og med at udbyttetabet i de hegnsnære dele er de samme som i marken som helhed, vil dette (beregnet udfra tabel 6.2) svare til et nettotab på 50 mio. årligt på landsplan.

Dette er dog sandsynligvis et overestimat. Udbyttet i markranden er pr. erfaring i reglen lavere end inde på marken, hvorfor det forventede tab ikke behøver følge det, der gennemsnitligt er gyldigt for marken som helhed. At dømme udfra kilden går Landbrugsministeriets skøn endvidere på det umiddelbare tab. Dette vil formentligt kunne mindskes væsentligt efterhånden som landbruget havde fået tid til bl.a. ved hensigtsmæssigt sædskifte at indstille sig på en "sprøjtefri" drift.

HALMAFBRÆNDING

Afbrænding af halm på markerne er endnu en udbredt forteelse. De umiddelbare skader på faunaen synes dog at være mere begrænsede, end man umiddelbart kunne forvente (Ugeskrift for Jordbrug,22-29 1977). De fleste dyrearter kan unddrage sig branden enten ved at søge skjul i jorden eller ved at ty til de dele af marken, der ligger mellem de brændende halmstriber. De væsentligste direkte skader synes at være utilsigtet antænding af vegetationen i småbiotoperne (se kap.7.3). Inddirekte har halmafbrændingen formodet negativ effekt ved at unddrage jorden til-

førsel af en del af det organiske stof den ellers ville have modtaget til gavn for jordens struktur og mikroorganismer.

TRAFIK I MARKEN

Den hyppige trafik i markerne i forbindelse med bearbejdning af jord og afgrøder betyder, at drab ved møde med maskinerne er en stadigt større risiko for hare, rådyr og især rugende fugle. Men også forstyrrelsen alene kan have betydning. Således har Lauersen (1981) iagttaget, at lærker, der først på sæsonen havde anlagt reder inde i vinterafgrøden, med den begyndende "forårstrafik" søgte ud i de sekundære redehabitater i vejrabatterne og anlagde deres reder der.

Den hyppige trafik med stadigt større maskiner kan endvidere bevirke en sammenpresning af jorden til en fortættet "sål" 30-60 cm. under overfladen. Den forringer vandhusholdningen i de øvre jordlag og jordbundslivets eksistensmuligheder.

SAMLET

Samlet kan det konstateres, at den stigende intensivering og den på det enkelte brug mere eensidige produktion først og fremmest resulterer i generelt forringede levevilkår for dyr og planter på marken. Levevilkårene i småbiotoperne påvirkes dels af bieffekter ved markbehandlingen, dels af biotopnedlæggelse og endelig, efterhånden som biotoptætheden aftager og ophold i markerne bliver barskere rammes de af en tiltagende isolering, hvilket vi senere skal vende tilbage til.

13.2 Danske undersøgelser over biotopernes artsindhold.

Såvidt vi er orienteret, foreligger der ingen danske undersøgelser, der direkte dokumenterer en ændring i agerlandets flora og fauna begrundet i ændringer i småbiotopmønstret. Til gengæld foreligger der både danske og udenlandske undersøgelser, der beskriver småbiotopers indhold af plante- og dyrearter, hvorudfra man med nogen forsigtighed kan drage konklusioner om, hvad ændringer i biotopmønstret vil betyde for agerlandets indhold af flora og fauna.

VEGETATION

Hansen og Jensen (1972) beskriver urtevegetationen i danske vejrabatter. De stabile jordbundsforhold og fraværet af trævegetation

betinger, at floraen her overvejende udgøres af flerårige urter (i modsætning til markernes overvejende enårige ukrudt). Herved er vejkanten at ligne med vegetationen på overdrev. Den stærke tilbagegang i udbredelsen af sidstnævnte bevirker, at vi i stigende grad må tillægge vejkantens dyre- og planteliv betydning som erstatningsbiotop for de arter, der havde deres hovedudbredelse på de nu forsvundne overdrev.

Agger og Jensen (1982) har kunnet vise, hvorledes de linieformede biotoper i Roskilde amt er levested for et væsentligt udsnit af de oprindeligt hjemmehørende træer og buske foruden for en stor del af de forvildede, indslæbte og indførte arter. De konkluderer bl.a. "at i takt med at det øvrige biotopmønster i agerlandet forarmes (hvilket den fortsatte strukturudvikling i landbrugsproduktionen lader formode), vil betydningen af vegetationen i de lineære biotoper tiltage i betydning, som hjemsted for en træ- og buskvegetation og en dertil hørende urteflora og fauna, der rummer mange tidligere langt mere udbredte danske arter." (A&J p.128).

Grøntved(1962) har registreret floraen på 11 sydsjællandske gravhøje. Han fandt mellem 84 og 102 arter af blomsterplanter på hver (216 ialt).

Urtegruppen (1983) har registreret vegetationen i- og omkring 9 midtsjællandske mergelgrave. De fandt i hver af disse biotoper mellem 34 og 94 arter af blomsterplanter (194 ialt). Artsantallet var stærkt afhængigt dels af biotopens størrelse dels af dens grad af tilgroning.

Dette sidste anføres også af Løjtnant (1980), der i en status over den danske flora angiver tilgroning af bl.a. tidligere lysåbne rigkær, som en af de alvorligste trusler mod den akvatiske og den fugtigbundstilknyttede del af den danske flora.

Endelig er træ- og buskvegetationen i sjællandske løvskovsbryn undersøget af Andersen m.fl.(1985). Resultaterne af denne undersøgelse er indgående diskuteret i forbindelse med beskrivelsen af småbiotopernes vedvegetation i kap.7.1.

FUGLE

Langt den bedst undersøgte gruppe er fuglene. Dette har dels en rent pragmatisk årsag i, at fugle er relativt lette at observere

og bestemme, hvilket betinger, at der i landet findes en stor gruppe af kompetente feltornithologer, dels er fugle i en vis udstrækning velegnede indikatorer på forandringer i miljøet.

FUGLE I VÅDOMRÅDER

Med Jørgensen (1975 og 1979) og Skriver (1973 og 1981) foreligger der et relativt godt kendskab til især vandfugles tilknytning til de våde småbiotoper. Jørgensen (1975) finder således i sin undersøgelse af ynglende vandfugle i 177 vådområder i det sydlige Djursland, at i de små vandhuller (under 1200 kv.m.) udgjorde observationer af Grønbenet rørhøne 60% af samtlige iagttagelser efterfulgt af Gråand (24%), Blishøne (6%), Gravand og Hættemåge (hver 4%) og Knopsvane (2%). De to førstnævnte arter sås i vandhuller helt ned til 200 kv.m.. Jørgensen fandt een eller flere arter i 39% af de mindste vandhuller (under 600 kv.m.) og i 85% af vandhullerne på 600-1200 kv.m.. Da undersøgelsen kun er baseret på et enklet besøg ved hver lokalitet, formodes det, at en del fugle er overset.

Jørgensen (1979) bekræfter fra Vejle kommune indtrykket af, at Grønbenet rørhøne, Gråand og Blishøne i den nævnte rækkefølge er de almindeligste ynglefugle i de helt små vandhuller. De udgør i denne undersøgelse 73% af samtlige observationer. Det samme forhold bekræftes af Skriver (1981), selvom en nøjere sammenligning ikke er mulig, fordi Skrivers undersøgelse fra Århus kommune omfatter alle vådområder, d.v.s. inkluderer moser. En oversigt over Skrivers resultater fordelt efter vådområdernes størrelse er sammenstillet i tabel 13.1.

Tabel 13.1. Registrerede sikre og formodede ynglefuglepar i 852 vådområder i Århus kommune fordelt efter områdestørrelse. Omarbejdet efter Skriver (1981) (Brabrand Sø (244 ha) er udeladt.

Størrelse	under .1ha.	.1-1ha.	1-5ha.	over 5ha.	ialt
Par per lokalitet	.6	3.6	13.3	57.9	2.3
Par i % af alle par	21	34	18	27	100
Antal arter obs.	14	22	23	27	32
Par per hektar	19	12	7	4	7
Anta lokaliteter	636	181	26	9	852

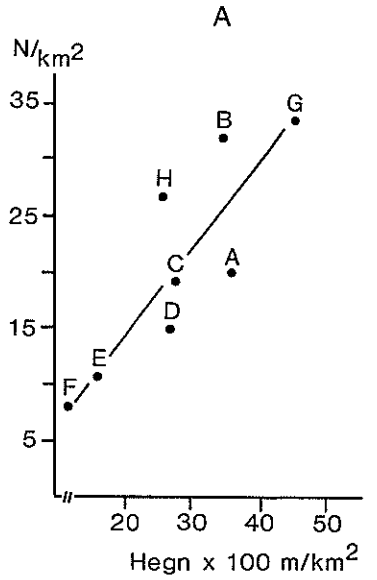
Samlet viser Skrivers undersøgelse, at antallet af observationer er stærkt afhængigt af biotopens størrelse. Men i kraft af de mindste vandhullers store antal findes alligevel mindst en femtedel af de vådområdetilknyttede ynglefugle i de helt små vandhuller (under .1 ha.), repræsenterende knap halvdelen af de arter, der er knyttet til vådområder. Jo større områderne er, des flere arter er der at finde. Men beregnet som par pr. hektar viser de mindste vandhuller sig at være dem, der har den største fugletæthed. Den relative betydning af de helt små biotoper er endnu større for padderne. Undersøgelsen viser at 55% af alle lokaliteter med frøer og 80% af alle salamanderlokaliteterne var under 0.1 ha.

FUGLE I HEGN

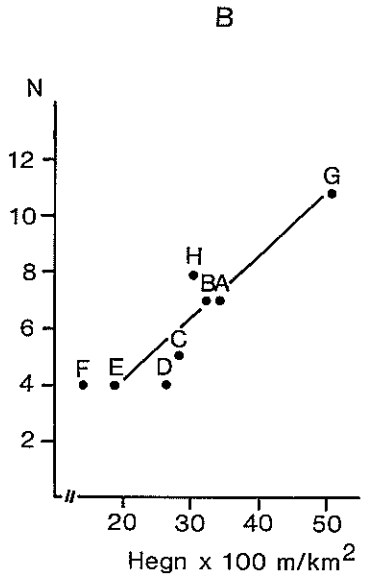
Jørgensen (1971) har også gjort iagttagelser over hegnenes betydning for fugleforkomsterne i intensivt udnyttede landbrugsområder. Han refererer en undersøgelse af fugletætheden i to områder på h.h.v. 100 og 80 ha., der kun adskiller sig ved at have h.h.v. stor hegnstæthed og ingen hegn. I det hegnsrige område observeredes 25 ynglende fuglearter, i det hegnsløse kun to (Sanglærke og Bomlærke).

Laursen (1980a) finder også en stærk positiv korrelation mellem antallet af fuglearter og tætheden af hegn i de 100 meter brede zoner han har undersøgt langs ialt 20 km. vejstrækninger i 8 landbrugsområder. Han finder, at ikke bare det totale antal observerede fugle (se fig.13.1 A), men også antallet af arter

Fig. 13.1



Antal trælevende fugle pr. km^2 som funktion af hegnenes relative længde.



Relation mellem antallet af trælevende arter og hegnenes relative længde. Tornsanger og bogfinke er ikke inkluderet, da de er afhængige af hegnenes struktur.

Gengivet efter Lauersen (1980)

stiger med stigende hegnstæthed (se fig.13.1 B). Trælevende fuglearter udgjorde godt 2/3 af de af Laursen observerede arter men kun 1/3 af de observerede par. Selvom hegnstætheden således har en mere moderat betydning for den samlede fugletæthed, er det dog hermed vist, at den har stor betydning for artsrigdommen i agerlandet. Iøvrigt finder Lauersen, at Sanglærke og Bomlærke udgjorde 63% af samtlige observerede ynglepar. Tætheden af disse arter var uafhængige af hegnstætheden men kunne tilgengæld positivt korreleres med jordboniteten og udbredelsen af vintergrønne marker.

Jensen-Hammer(1985) har undersøgt fuglefaunaen i 22 km. af de nye 3-rækkede løvtræshegn og vurderer dem dels i forhold til 10 km. af de gamlede 1-rækkede hvidgranhegn, dels i forhold til hvordan faunaen vil kunne forventes at udvikle sig, efterhånden som hegnene ældes. Han fandt ialt 22 ynglende arter og vurderer, at de idag endnu unge løvtræshegn med tiden vil blive mere artsrige end granhegnene med op til 20 ynglepar pr. km. hegn.

Laursens undersøgelse, der yderligere beskrives i Laursen (1980b og 1981) havde vurdering af fuglerigdommen i vejrabatter som sit primære mål. Ialt observeredes 639 fugle fordelt på 18 arter. Tre arter udgjorde 3/4 af alle observationer (Sanglærke 33%, Gråspurv 31%, Skovspurv 10%). I undersøgelsen observeredes reder i 13 tilfælde. De 11 tilhørte Sanglærke, 1 Agerhøne og 1 Bynkefugl.

Fog og Berger (1981) genbesøgte i 1981 343 tidligere (fra 1940'erne) kendte paddelokaliteter og 17 krybdyrlokaliteter i hovedstadsregionen, hvoraf godt halvdelen var småbiotoper i agerlandet. Undersøgelsen viste, at paddefaunaen var gået tilbage med en eller flere arter på 2/3 af lokaliteterne. Værst var det gået i de mindste vandhuller i agerlandet og i deciderede byområder, hvor padderne helt var forsvundet på h.h.v. 61% og 65% af lokaliteterne. Det angives at 7-15% af de mindste vandhuller (under .1 ha) var forsvundet per 10-år. Dette antages at være den væsentligste årsag til paddernes tilbagegang. Eutrofiering og tilgroning nævnes som de to næstvigtigste årsager. Men også indskrænkningen i græsområder, der har betydning for paddernes fouragering, anses som væsentlig. Endelig kan det antages at den med ned-

læggelsen af vådområder og andre småbiotoper forøgede isolation af paddebestandene i de resterende biotoper har en negativ indvirkning (som anført af Wederkinch i Hovedstadsrådet 1984).

PATTEDYR

Det er yderst sparsomt, hvad der foreligger af danske undersøgelser over småbiotopernes kvantitative betydning for pattedyrfaunaen. Under Vildtbiologisk Station er der dog i 1983 iværksat et projekt, der mere generelt skal belyse landbrugsdriftens indvirkning på de danske vildtarter. I den udstrækning at også biotopaspektet inddrages i dette projekt, kan der snart ventes fremlagt mere viden om dette felt. Indtil videre har vi kun fundet frem til en enkelt mindre undersøgelse. Den refereres her, fordi den antyder en uventet stor artsrigdom selv i ganske små biotoper.

Bang (1969) undersøgte i 1964-68 indholdet af småpattedyr i et løvtræshegn bestående af Tjørn, Slåen og Landevejspoppel ved Toreby på Lolland. Afstanden til nærmeste skov var ca. 1.5 km og til nærmeste vandløb ca. 2 km. Desværre fremgår hegnets længde ikke af kilden. Ialt blev observeret 173 Brandmus, 68 Skovmus, 45 Halsbåndmus, 11 Husmus, 1 Vandrotte, 12 Markmus, 18 Rødmus, 24 Alm.spidsmus og 1 Vandspidsmus. Således var samtlige Lollands kendte arter af smågnavere at finde i hegnet. I betragtning af smågnavernes centrale betydning som fødeemne for vore rovpattedyr og rovfugle synes hegnene således også på denne måde at være af største betydning for agerlandets rigdom på pattedyr og fugle.

13.3 Generelt om biotoperne som levested

En oversigtlig beskrivelse af forskellige småbiotopers betydning som levested for flora og fauna findes i Byrnak m.fl. (1980) og for Gærder og diger (Fredningsstyrelsen 1986). Men derudover er det et noget fragmentarisk billede, der kan dannes udfra danske undersøgelser. Imidlertid foreligger der fra vore nabolande en lang række arbejder, der, selvom deres resultater ikke mekanisk kan overføres til danske forhold, alligevel kan bidrage til en bredere beskrivelse af småbiotopernes betydning. Denne litteratur er ret omfattende og skal derfor kun refere-

res her i den udstrækning, at den giver anledning til generelle betragtninger.

EN OASE AF STABILITET

I sammenligning med de omgivende marker kan småbiotopen betragtes som "en oase af stabilitet". Det afgørende forhold, der også er begrundelsen for den af os valgte småbiotopdefinition, er, at jorden her er udyrket, d.v.s. ikke udsættes for den mekaniske og kemiske behandling, der årligt bliver den dyrkede mark til del.

Den primære biologiske effekt, som dette betinger, er, at et vedvarende plantedække af flerårige arter kan etableres. Dette betinger fremkomsten af en større habitatsdiversitet, hvilket vil sige et større udbud af fortskelligartede levesteder for dyr og planter. Dette i kontrast til marken, hvor opnåelse af størst mulig ensartethed i den dyrkede flade ved siden af en øgning i planteproduktionen er markbehandlingens formål. I småbiotopen vil der derimod ofte være store forskelle mellem biotopens forskellige dele m.h.t. fugtighed, hældning og, efterhånden som vegetationen etableres, forskelle m.h.t. lys og skygge, læ og luftfugtighed m.m.

Habitaten er i reglen det mest synlige udtryk for, om de rette levevilkår for en given art er tilstede. Summen af de krav (herunder kravet til habitaten), som en art stiller, betegnes som dens niche. En stor habitatvariation vil ofte være indikation på, at lokaliteten også rummer en stor nicherigdom, og dette igen, hvis ellers de fornødne spredningsmuligheder er tilstede, vil indikere en stor artsrigdom (se fig.13.2 A)

Fig. 13.2 A

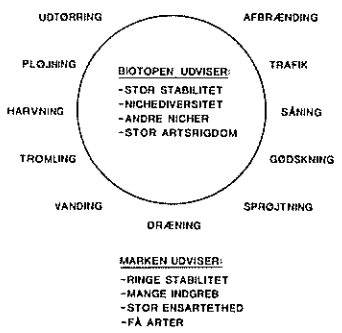


Fig. 13.2 B

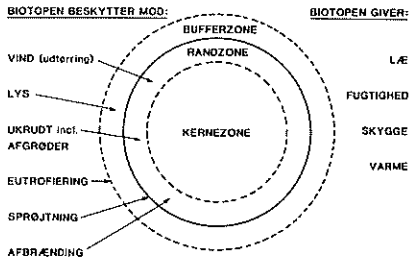
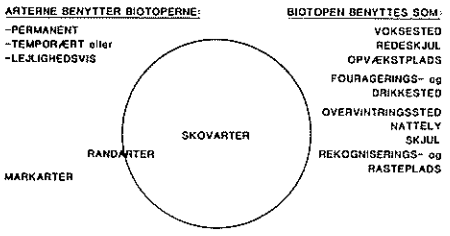


Fig. 13.2 C



RANDZONE OG KERNEZONE

De dele af småbiotopen, der grænser op til den omgivende mark, vil i højere grad end småbiotopens indre være udsat for de samme

vilkår, som hersker ude i marken. Det gælder vindpåvirkning, indstråling m.m., men også de landbrugsmæssige påvirkninger såsom tilførsel af gødning og sprøjtemidler. Af denne grund kan det i visse sammenhænge være hensigtsmæssigt at operere med en "randzone" og en "kernezone" i biotopen (se fig.13.2 B). Jo mindre eller smallere biotopen er des større dele af den vil være "randzone".

Betydningen af den relative fordeling mellem randzone og kernezone er belyst med løbebillefaunaen som eksempel af Mader og Muhlenberg (1981) for småskove og af Tischler (1948), og Thiele (1964) for hegn i Tyskland.

MARKARTER OG SKOVARTER

Tischler, der iøvrigt i sin meget omfattende undersøgelse af den over jorden levende makrofauna af hvirvelløse dyr i de Holstenske ege-avnbøg-hegn fandt omkring 1200 arter, inddeler hegnsfaunaen i h.h.v. skovarter, markarter, og det han kalder "ubikvitære arter", der er arter, der fortrinsvis er knyttet til hegnets randzone. I hans undersøgelse fordelte arterne sig på disse tre grupper med h.h.v. 44%, 18% og 38% (se fig 13.2 C). Jo mindre tætbevoksede hegnene var des færre arter ialt og des flere markarter fandt han. Tischlers undersøgelser viser således, at agerlandet med de levende hegn tilføres et kontingent af skovtilknyttede arter, hvorved den samlede artsrigdom øges. Dette er yderligere belyst af flere senere arbejder (Thiele 1964, Mader og Muller 1984, Rotter og Kneitz (1978) og Pollard, Hooper og Moore 1974).

I forhold til det store artsantal er det kun en beskeden mængde, som småbiotoperne har tilfælles med markerne. Dette gælder urtefloraen, i særdeleshed træ- og buskvegetationen og vand og sumpplanter, i høj grad de hvirvelløse dyr og i nogen grad også de i reglen mere mobile hvirveldyr (de vandlevende i særdeleshed). Samlet understreger dette småbiotopernes afgørende betydning. Uden disse ville agerlandet være langt mere artsfattigt.

Biotoparternes afhængighed af markerne synes at være mindre end markarternes afhængighed af biotoperne. Byrnak m.fl.(1980), der giver en omfattende litteraturbaseret gennemgang af de forskellige småbiotoptypers flora og især faunaindhold, anfører sammenfattende, at småbiotoperne er kendetegnet ved et gene-

relt stort artsantal og for de trædækkede biotoper et indhold af skovarter med tæt tilknytning til biotopen. Spredning og regeneration af fauna mellem de trædækkede biotoper og markerne er meget begrænset.

BIOLOGISKE FUNKTIONER

Udover som voksested og ynglelokalitet har småbiotoperne betydning som refugier, herunder overvintringslokalitet for en række markarter, og de udgør et essentielt fouragerings-område i kritiske perioder af året, hvor der kun er sparsomt med føde i markerne. Udover som yngle-, overvintrings- og fouragerings-sted udnytter især flere hvirveldyrarter småbiotoperne som ledelinier, rasteplads, nattekvarter og rekogniseringssted.

Om de ikke-trædækkede biotoper anfører Byrnak m.fl., at disse er mere udsatte for vind og lys, hvorfor vegetationen er præget af lys- og tørbundsprægede urter. En undtagelse er de dybe grøfter, der kan rumme en fugtigbundsflora. Urtefloraen er præget af flerårige arter. Som følge af disse biotopers generelt lavere habitatrigdom (i forhold til de trædækkede biotoper) er faunaen mere artsfattig og indeholder relativt flere markarter.

Om de våde biotoper kan det tilføjes, at de i forhold til de øvrige har deres særlige betydning for de organismer der igennem hele- eller en del af deres liv er knyttet til ferskvand. Derudover har de betydning som drikkested for større dyr.

13.4 Relationen mellem biotoper, arter og individer.

Ved en umiddelbar betragtning skulle det være muligt at beregne hvor mange individer og arter, der svarer til en given ændring i biotopernes antal og udstrækning. Det mangelfulde kendskab til de danske småbiotopers artsindhold gør dog, at en sådan transformering af biotopdata til arts- og individtætheder endnu ikke er forsvarlig. Dertil kommer, at forholdene er yderligere komplicerede end allerede omtalt.

Der foreligger ifølge Byrnak m.fl. engelske fugleundersøgelser, der viser, at reduktionen i et områdes tæthed af hegn kan føre til større redetæthed i de resterende hegn. Og andre undersøgelser tyder på, at der ved

hegnsreduktion kan ske forskydning i fuglefaunaens artssammensætning.

Fog (1982) beskriver et eksempel på lignende forhold for padder. Da man omkring 1970 byggede Sturup lufthavn i Skåne, blev de bedste af de ca. 30 vandhuller i området, der var ynglelokaliteter for en god bestand af Løvfrø, fyldt op. Men selvom en del ynglelokaliteter blev bibeholdt, er løvfrøen alligevel på vej til helt at forsvinde fra området. Fog forklarer fænomenet med, at man har fjernet de "basisvandhuller" , hvis overskudsproduktion tidligere kunne sikre forkomsterne også i de mere perifert beliggende sekundære lokaliteter.

Dette er, hvad man kunne forvente. Det understreger, at en given reduktion i et områdes indhold af en bestemt biotoptype ikke behøver at følges af en dermed ligefrem proportional reduktion i bestandene af de tilknyttede arter.

FUNKTION

Det er biotopens funktion for den enkelte art, der i denne sammenhæng er det afgørende. Er der tale om en art, der lever sit hele liv indenfor biotopen, kan det formodes, at en biotopreduktion følges af en dermed proportional tilbagegang. Men i de mange tilfælde, hvor biotopen kun udfylder en enkelt eller få funktioner for arten (f.eks. redelokalitet for arter som iøvrigt benytter andre biotoptyper eller markerne f.eks. til fouragering), er en ligefrem proportionalitet ikke at forvente.

Dette diskuteres af Moore(1974) som den sandsynligste forklaring på, at man af og til kan finde eksempler på, at fuglebestande synes upåvirkede af tilbagegang i "deres" biotoper. I sin yderste konsekvens kan der tænkes arter, der skønt de yngler i en given småbiotoptype, vil være helt upåvirkede af reduktioner i denne types antal, sålænge der blot er een tilbage, eller sålænge der eksisterer alternative (sekundære) muligheder, som kan erstatte det tabte.

PROPORTIONALITET

Disse problemer til trods må det dog formodes, at de fleste (alle?) plantearter og størstedelen af dyrearterne (især de lidet mobile, herunder alle de permanent akvatiske) i deres tæthed vil ændre sig proportionalt med ændringer i de relevante biotoptypers tæthed. Eksemplevis vil en reduktion på 3/4 af vandhullerne betyde, at også 3/4 af den

flora og fauna, der exclusivt måtte være knyttet til denne biotoptype, er forsvundet.

13.5 Generelle ændringer i faunaens og floraens karakter

13.5.1 Strukturdiversitet, biotoptab og isolation

Selvom det er vanskeligt at give præcise bud på sammenhængen mellem biotoptætheden og bestandsstørrelsen for de enkelte dyrearter, kan der dog fremsættes en række generelle udsagn om den kvalitative ændring.

Mader, der har undersøgt især dyrelivets vilkår i v.tyske landbrugsområder (Mader 1981 og 1984, Mader og Mühlenberg 1981, Mader und Müller 1984), anfører (1984) de stedfundne forandringer i tre hovedpunkter:

1. Reduktion i landskabets og habitaternes strukturelle diversitet.

2. Tabet af- eller reduktion i arealet af naturlige levesteder.

3. En tiltagende isolation af levestederne.

STRUKTUR

ad.1) Den generelle tendens til aftagende strukturel diversitet er i dansk sammenhæng tematiseret som en generel tendens til "monotonisering" på forskellige niveauer (Agger 1980a):

Monotoniseringstendensen ses i "selve afgrøden" fremkaldt af, at den vegetabilske og animalske produktion baseres på stadigt færre arter/stammer/varieteter.

"I marken" overlejres denne monotonisering af resultaterne af en stadigt mere effektiv ukrudts- og skadedyrsbekæmpelse og de forskellige øvrige tiltag, der direkte sigter mod at opnå den størst mulige ensartethed i den enkelte mark. Da markindgrebene ofte "slår ind" i småbiotoperne (gødskning, sprøjtning, afbrænding), sker der også på denne måde en udvikling, der kan medføre tiltagende monotoni.

På niveauet "det enkelte brug" øges monotoniseringen yderligere gennem den stadigt mere udtalte specialisering af produktionen, der bl.a. medfører et indskrænket afgrøde-

valg, større marker og nedlæggelse af skelbiotoper.

På landskabs- og regionniveauet sker endelig en yderligere monotonisering fremkaldt af brugssammenlægninger og dermed forbundne biotopnedlæggelser og af den regionale specialisering indenfor landbrugsproduktionen.

TAB

ad.2) Reduktionen i areal og antal af naturlige levesteder foregår også i Danmark, som det i de foregående kapitler er dokumenteret for småbiotoperne. For de lidt større biotoper (over 2 ha.) er reduktionen dokumenteret i flere andre arbejder bl.a. i flere af de amtslige udredninger, som blev kommenteret i kapitel 1.

ISOLATION

ad.3) Den tiltagende isolation af de naturlige levesteder, som følger med aftagende biotoptæthed og af stadigt mere forringede muligheder for dyrs og planters spredning gennem markerne, har været genstand for omfattende diskussioner herhjemme og i udlandet. Da dette spørgsmål er af central betydning for en vurdering netop af biotopmønstrets betydning, skal dette spørgsmål behandles mere uddybende i det efterfølgende afsnit.

13.5.2 Isolation af bestandene

Baggrunden for diskussionerne er en stigende erkendelse af, at dyr og planter i det åbne land har tiltagende vanskeligt ved at sprede fra den ene bestand til den anden, hvilket kan indebære aftagende artsrigdom og lavere individantal i de enkelte biotoper.

ØBIOGEOGRAFI

Disse problemer blev behandlet på en konference afholdt af Naturfredningsrådet og fredningsstyrelsen i 1982. Konferencens indlæg og resultater er publiceret i Naturfredningsrådet (1984). Her tages udgangspunkt i de modeller, der er udviklet af Preston (1962) og MacArthur og Wilson (1969), som samlet går under betegnelsen, den øbiogeografiske teori.

ØER I HAVET

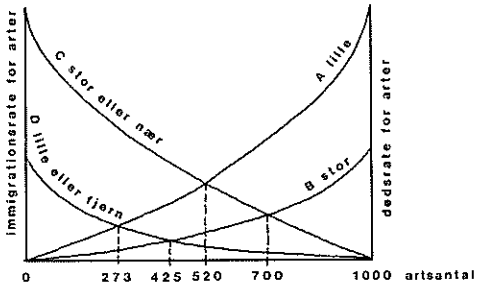
Denne teoridannelse er udviklet i forsøg på at beskrive udviklingen i artsrigdommen på øer i havet. Den centrale antagelse er, at artsrigdommen på en given ø er bestemt af en balance mellem to modsatrettede processer,

indvandring og uddøen. Indvandringen af nye arter anses primært for at være bestemt af øens isolation. Uddøen af arter anses primært for at være bestemt af øens størrelse.

INDVANDREN OG UDDØEN

Set i et tidsperspektiv vil indvandringsraten (d.v.s. antallet af nye arter ankommet pr. tidsenhed) i begyndelsen af en nyopstået ø`s eksistens være høj. Efterhånden som koloniseringen skrider frem, vil en stadigt større del af de arter, der ankommer, være gengangere - indvandringsraten falder. Omvendt vil dødsraten i begyndelsen være lav, fordi øen overhovedet kun rummer få arter - og dermed få arter der kan uddø. Men efterhånden som koloniseringen skrider frem, vil artsantallet stige, og dermed antallet af arter der har mulighed for at uddø p.gr.a. en eller anden naturbetinget katastrofe.

Fig. 13.3



Indvandring og uddøen er modsatrettede processer. Det kan direkte aflæses på abscissens vilkårlige målestok at:

1) den lille lokalitet A får et lavt artsantal, hvis den kun modtager immigranter fra den lille eller fjerne lokalitet D p.gr.a. høj dødsrate og lav indvandringsrate,

2) den store lokalitet B ville i samme situation få et højere artsantal p.gr.a. sin lavere dødsrate,

3) modtager A immigranter fra den store eller nære lokalitet C bliver artsantallet ligeledes ret højt p.gr.a. den højere indvandringsrate,

4) hvis den store lokalitet B modtager immigranter fra C fås den optimale kombination lav dødsrate - stor indvandring.

(Efter B. Muus 1981)

Øens artsrigdom fastsættes da hvor indvandring og uddøen pr. tidsenhed er lige store d.v.s. kvantitativt opvejer hinanden.(Se fig.13.3.) Overordnet er grænserne for artsrigdommen på en ø sat af regionens samlede indhold af arter (artspool), hvis nichekrav kan opfyldes på øen.

Den øbiogeografiske model, som er beskrevet ovenfor, er en model, der rent kvantitativt regner i "antal arter" uden skelen til disses kvalitet eller kvaliteten af det samlede samfund af dyr og planter, der etableres på øen. De lovmæssigheder, som den udtaler sig om, forudsætter at en række antagelser er opfyldt. Den væsentligste er, at de øer, der sammenlignes, bortset fra størrelse og isolation skal være ensartede, d.v.s. rumme den samme relative sammensætning af habitater. I hvilken udstrækning, dette krav har været opfyldt i de foreliggende undersøgelser, har været meget diskuteret. Ligedan spørgsmålet, om i hvilken udstrækning artsrigdommens afhængighed af ø-størrelse blot dækker over en generelt større habitatdiversitet på de større øer.

HABITAT-ØER

Men den mest relevante og kritiske diskussion har drejet sig om modellens anvendelse "på land" på de såkaldte "habitat-øer" f.eks. søer på land eller småbiotoper i "kornhavet".

KONKRETE UNDERSØGELSER

Der foreligger flere danske bidrag til denne diskussion. Konkrete forsøg på at anvende modellen er gjort af Lassen (1975), der beskriver artsrigdommen af ferskvandssnegle i 86 danske damme og søer. Pape Møller (1980c)

beskriver artsrigdommen i ynglefuglebestandene på 11 danske øer, et arbejde der dog kritiseres af Dybbro (1981) og Moeslund (1982). Wancke (1980) anvender den i beskrivelsen af udbredelse og dynamik i kildevegetation. Nielsen (1984) beskriver blomsterplanternes udbredelse i en række jyske småsøer. Adsersen (1984a) anvender modellen i betragtninger over artsudviklingen i vegetationen på øen Vorsø. Urtegruppen(1983) og Ø-gruppen (1983) forsøger at påvise isoleringseffekt på h.h.v. vegetation og udvalgte dyre- og plantegruppers bestande i- og ved sjællandske mergelgrave. Møller og Rørdam (1985) beskriver isolationens effekt på vandhulsplanter i to områder i Nordsjælland.

GENERELLE OVERVEJELSER

Mere generelle overvejelser findes hos Fenchel (1978), der påpeger at ø-teoretiske overvejelser kan bringes i anvendelse i naturforvaltningen, en diskussion som Muus (1981 og 1984), Agger og Brandt (1984a), Biotopgruppen (1982) og Agger (1984a) har forsøgt yderligere konkretiseret på det generelle plan. Fjeldså (1984) og Adsersen (1984b) problematiserer øteoriens anvendelighed i naturforvaltningen dels ved at påpege dens mangelfulde empiriske underbygning dels ved at påpege nogle af de komplekse problemer, man hurtigt kommer ud i, hvis man alligevel forsøger.

PROBLEMER

Det er alt andet end simpelt at overføre ø-teoriens simplificerede model-betragtninger til habitat-øer på land, ikke mindst hvor disse som i det danske agerland er beliggende i en heterogen og stærkt kulturpåvirket matrix. Problemerne kan samles under fire punkter:

1) Da det i naturforvaltningen i reglen er bestemte arter eller artskombinationer, man er interesseret i, er det et indbygget problem, at modellen alene beskæftiger sig med rent kvantitative udsagn om artsantal.

2) Modellens forudsætninger er sjældent opfyldt:

-Habitatdiversiteten, i de habitat-øer man sammenligner, er sjældent den samme.
-Habitat-øerne er ikke omgivet af et homogent hav, men af et heterogent agerland med forskellige afgrøder og andre typer af habitatøer.
-Habitat-øerne i agerlandet er ofte så små,

at spørgsmålet om enkelt-arters krav til minimalstørrelse af øen ofte ikke er opfyldt (f.eks. vandfugles krav til sø-størrelse, se afsnit 13.2).
-Agerlandet er udsat for så omfattende kulturpåvirkninger, at det alene af denne grund ikke er at forvente, at de naturlove som en spredningsteori måtte udtale sig om, kan slå særlig klart igennem i flora/fauna-billedet.

3) Rent metodiske problemer gør det vanskeligt empirisk at efterprøve teoriens holdbarhed. Dels kan mange af de dyre- og plantearter, der forekommer på habitatøerne leve både på den iagttagne ø, i det omgivende "hav" og på habitat-øer af anden type i det omgivende landskab. Dels er det vanskeligt at afgøre, om en art er uddød på en given lokalitet. Skyldes en manglende registrering, at den er forsvundet, eller er det blot, fordi man ikke har undersøgt biotopen godt nok?

4) Den foreliggende empiri er sporadisk og giver (sandsynligvis p.gr.a. ovennævnte problemer) ofte tilsyneladende modstridende udsagn.

BEHOV FOR NYORIENTERING

Tydeligvis er vi ikke i en situation, hvor ø-teorien kan levere os holdbare udsagn om artsindholdet i konkrete biotoper. Dette gælder ikke blot under danske forhold. Lange (1984) viser i sit udemærkede review over sammenhængen mellem landskabsstruktur og dyrepopulationers udbredelse og dynamik, at der er tale om generelle problemer. Han foreslår, at man - i stedet for at fortsætte med stædige forsøg på at afprøve de ø-teoretiske modellers gyldighed og antagelser af simple sammenhænge - bør rette opmærksomheden mod følgende tre forhold:

- Andre strukturelle aspekter end ø-størrelse er ofte afgørende for artsrigdommen på en given lokalitet.

- Afstandsfaktoren, der nok er dokumenteret for flere grupper (f.eks. små pattedyr), bør undersøges bedre og undersøges for flere arter. Og andre spredningsbarrierer end den blotte afstand bør inddrages.

- Rumlig heterogenitet er af stor betydning for diversitet og stabilitet i dyrebestande. Men det meste af den viden, der underbygger

dette, er hentet fra andre skala-niveauer, end dem vi finder i agerlandet. Dette bør derfor gøres til genstand for flere konkrete undersøgelser.

RELEVANT NIVEAU OG PERSPEKTIV

M.a.o. foreslår Lange, at man for en stund forlader ø-teoriens meget generelle niveau, hvor kvantiteten af arter i exotiske havområder på tusinder af kvadratkilometre betragtes over århundreder og årtusinder. I stedet er der behov for, at man koncentrerer sig om effekten af rumlige strukturer på det skala- niveau og i det tidsperspektiv (kvadratmetre og årtier), der er relevant for artsindholdet i kulturlandskabet. (Vedrørende skala-niveauets betydning for ø-biogeografien og dens anvendelse i naturforvaltningen, se Agger&Brandt 1984a, samt Kap.14).

Tilbage står dog, at hverken Lange eller flertallet af de danske forfattere, der har beskæftiget sig med problemet, anfægter, at en vis del af agerlandets flora og fauna har spredningsproblemer. Disse kan ofte være af uventet styrke. Det viser Mader (1984), der har undersøgt vejes betydning som spredningsbarrierer. Fordi vi mangler lignende konkrete danske undersøgelser, og fordi Maders arbejde netop imødekommer noget af det Lange efterlyser, skal hans undersøgelse refereres.

VEJE SOM BARRIERER

I perioden 1977-81 udførtes mærkningsforsøg med formodet højt mobile arter, dels to arter af mus (Halsbåndmus og Rødmus) dels en række arter af løbebiller. De var indfanget indenfor 50 meters afstand fra fire m.h.t. bredde og trafiktæthed forskellige vejtyper i V.Tyskland. Ialt blev der mærket 376 mus og 10 186 biller.

MÆRKNINGS-FORSØG

Af de 121 mus, der blev mærket ved de største veje (bredde 6 m.), blev indenfor den periode undersøgelsen varede 35 genfanget på samme side, som de var udsat og ingen i rabatten på den anden side af vejen. Tendensen var den samme (omend lidt svagere) ved de øvrige vejtyper. Selv ikke-offentligt tilgængelige skovveje syntes at udgøre barriere for spredning af disse to arter. Her blev kun to ud af 30 genfangster gjort på den modsatte side af den, hvor de mærkede mus var blevet udsat.

For billerne blev der observeret enkelte tilfælde af, at et mærket dyr havde krydset vejbanen. Det var generelt indtrykket, at

især skovarter undgår at trænge ud i vejrabatten og aldrig eller sjældent krydser vejen.

ÅRSAGER

Mader henfører årsagerne til vejenes barriereeffekt til en række samvirkende forhold. Vejen udgør et skift i de mikroklimatiske forhold. Den udgør endvidere en zone med forskellige former for forurening (udstødningsgas, støj, salt, belysning). Den udgør en zone af ustabilitet forårsaget af pleje af vegetationen i rabatten. Artssammensætningen i vejrabatten og i kanten af de tilgrænsende habitater vil afvige fra de fjernere dele af disse, hvilket sandsynligvis indebærer en forøget konkurrence om ressourcerne og en udvidelse af den forstyrrede zones bredde. Endelig er der en umiddelbar fare for, at dyr kan dræbes af trafikken (for danske forhold er dette beskrevet af Hansen (1982)).

Hvor Mader anser konstruktionen af veje, jernbaner, kanaler og lign., som den ene hovedårsag til en tiltagende isolering af naturlige levesteder i agerlandet, anser han den kemikaliemæssige behandling af markerne for at være den anden. Dette sidste har han dokumenteret i tyske agerlandsområder for løbebiller og edderkopper (Mader og Mühlenberg 1981, Mader 1981). Men da begge årsagskomplekser er i funktion samtidigt, finder han, at den øbiogeografiske model må modificeres for at kunne anvendes generelt.

MODIFICERING

Udfra iagttagelser over udbredelsen af arter af løbebiller og vandrende edderkopper finder han, at den i øbiogeografien forudsagte simple sammenhæng mellem artsantallet og øens størrelse ikke holder, fordi mange arter, der ellers er tilpasset livet i marken, fra tid til anden finder vej ind i habitatøernes randzone. Dette viser sig rent kvantitativt ved:

- At der er en signifikant tendens til fald i forholdet mellem antallet af arter og antallet af individer med tiltagende ø-størrelse. Dette indikerer, at de mindre øer rummer relativt mange arter med ringe individtal, hvoraf flere vil være ude af stand til at danne permanente bestande i biotopen.

- At artssammensætningens afhængighed af ø-størrelsen "forstyrres" ved at rand- og markarter stiger i relativ betydning, jo mindre øen er. Dette betyder også, at den

andel, som udgøres af meget mobile eurytope arter er større, jo mindre øen er.

MINIMALT AREAL

- For hver art synes der endvidere at være en given minimal ø-størrelse, der har kritisk betydning. For de skovtilknyttede løbebiller finder Mader, at dette minimale-areal ligger på 2 til 5 ha., og for edderkopperne på omkring 10 ha.(altså begge over de 2 ha., som vi har defineret som øvre størrelsesgrænse for de biotoper, vi har undersøgt).

Den relativt lave stabilitet i dominansforholdet mellem arter på små habitat-øer viser sig sig i de mindste af de af Mader undersøgte habitat-øer (700 kv.m.granplantninger). Her afveg arts-dominansforholdet fra de større øer, ved at een art i reglen var stærkt dominerende i det samlede individantal (op til 50-60%).

Han foreslå derfor, at en anvendelse af den ø-biogeografiske model forudsætter, at alle de udefra kommende eurytope mark- og randarter lades ude af betragtning, og at arealet af randzonen tilsvarende ikke medtages ved opmålingen af habitat-øens størrelse. Han anfører, at meget små habitat-øer (under 1/2 ha.) udelukkende kan bestå af randzone. Og han citerer Levenson (1981), der har undersøgt skov-øer i agerlandet i USA for, at øer under 2.3 ha. alene rummer randarter, hvad angår træer og buske.

Samlet synes konklusionen på de her referede undersøgelser at pege på, at de ø-biogeografiske modeller næppe lader sig anvende med held i beskrivelsen af artsindholdet i agerlandets småbiotoper. Dette anfægter dog ikke, at der ganske givet for en lang række dyre- og plantearter i biotoperne eksisterer væsentlige spredningsproblemer. Selvom modellerne ikke "virker", er det ikke dermed sagt, at den ø-biogeografiske betragtningsmåde ikke kan være frugtbar i en naturforvaltningsmæssig sammenhæng.

Udover den barriere som småbiotoper (f.eks.-veje) kan udgøre for spredningen af visse arter (men evnt. korridorer for andre), kan selve matrix ("kornhavet") udgøre en barriere for mange arters spredning i mosaiklandskabet.

SPREDNINGS-AFSTANDE

I den traditionelle "oceaniske"-ø-biogeografi måles barrierehøjden ved den blotte afstand f.eks. mellem øen og fastlandet. I det

heterogene agerland er forholdene langt mere komplekse. Dette er formentlig forklaringen på, at det skorter på empirisk funderede oplysninger om, hvilke afstande forskellige organismer kan overkomme, når de spredes gennem markerne.

Wederkinch (Hovedstadsrådet 1984) beskæftiger sig dog indgående med dette spørgsmål for paddernes vedkommende. Han anfører, at sandsynligheden for, at individer når frem til et ynglested, falder eksponentielt med afstanden til eksisterende ynglesteder. Jo mere det område, gennem hvilket spredningen foregår, afviger fra artens typiske levested, des større barriere vil det udgøre.

Han anfører videre, at når barrierevirkningen er stor, må den normale ynglevandringsafstand, som i store træk er udtryk for artens relative vandringshastigheder, nok tages som det bedste mål for forventet maksimal koloniseringsafstand. Er barrierevirkningen mindre (som for padderne eksempelvis i skove, enge og heder), kan den maksimalt observerede vandringsafstand tages som mål.

I tabel 13.2. er gengivet Wederkinch`s skøn over den formodet effektive koloniseringsafstand over h.h.v. store (f.eks. kornmarker) og mindre (f.eks. enge) barrierer for danske paddearter.

Tabel 13.2. Forventet maksimal koloniseringsafstand for danske paddearter over h.h.v. store barrierer (f.eks. kornmarker) og mindre barrierer (f.eks. enge) angivet i ca. meter. Efter Wederkinch i Hovedstadsrådet 1984.

	Over store barrierer	Over små barrierer
Skrubtudse		
Strandtudse	1000	3000
Grønbr.tudse		
Stor salamander	800	flere km.
Grøn frø	500	3000
Løvfrø	200	2-3000
Springfrø		
Butsn.frø	300	1700
Spidssn.frø		
Klokkefrø	200	1000
Løgfrø	200	600
Lille salamander	100	500
Bjergsalamander	100	500

De angivne maksimale koloniseringsafstande

over store barrierer kan give indikation på, hvilken biotoptæthed der er nødvendig for at stabile bestande af forskellige paddearter skal kunne fastholdes i et givet område. Udfra en teoretisk og rent geometrisk betragtning vil denne således for de forskellige arter variere mellem 1 (Strandtudse) og 100 (Bjergsalamander) pr.kv.km. Er biotoperne beliggende i arealer der udgør mindre spredningsbarrierer, vil denne tæthed imidlertid kunne nedsættes væsentligt - igen udfra en geometrisk betragtning til mellem 0.1 og 4 pr. kv.km.; for slet ikke at tale om hvis biotoperne forbindes med spredningskorridorer.

KORRIDORER FOR MUS

Betydningen af spredningskorridorer kan belyses udfra Merriam (1984), der undersøgte udbredelsen af mus i småskove (1-15 ha.) i canadiske landbrugsområder.

Han studerede dynamikken i bestande af "hvidfodet mus" (Peromyscus leucopus) og jordegern (Tamias striatus), der mod vinterens slutning i de undersøgte småskove kommer ned på meget lave bestandsstørrelser evt. uddør. Naturlig genindvandring finder relativt let sted, især i de skove, der er forbundet med andre via hegn.

FORBUNDETHED

Merriams forehavende var at afprøve begrebet "forbundethed" ("connectivity") som en parameter til beskrivelse af en arts spredning i et givent landskab; i formodning om, at denne bl.a. afhænger af habitat-øernes forbundethed.

Denne hypotese blev først testet v.hj.a. en digital model, hvor fire teoretiske småskove blev placeret forskelligt i forhold til hverandre og med varieret grad af forbundethed gennem tænkte hegn. Hver skov havde ved begyndelsestidspunktet lige store bestande og var forsynet med de populationsdynamiske karakterer, der kunne hentes fra litteraturen for disse arter. Modellen opgjorde bestandsstørrelsen ved slutningen af hver uge. Ved slutningen af hvert år overførtes 15% af bestanden til næste år (simulerende en vinterdødelighed på 85%). For hver modelopstilling regnedes 100 år frem, eller frem til det tidspunkt hvor modelbestanden uddøde.

STØRRE STABILITET

Beregningerne, hvis resultater efterfølgende blev bekræftet i felten viste, at jo større forbundetheden var, des mindre var sving-

Fig. 13.4

Subpopulation	AYF	Years survival
1	0.03	3
2	0.06	3
3	0.06	4
4	0.05	3
1	30.30	87
2	29.40	88
3	0.07	3
4	0.31	4
1	8.50	22
2	7.90	23
3	30.60	95
4	30.20	96
1	30.60	100
2	31.70	100
3	32.30	100
4	0.08	3
1	0.25	4
2	34.20	100
3	32.90	100
4	35.00	100
1	31.90	100
2	32.30	100
3	32.40	100
4	31.90	100
1	32.00	100
2	33.10	100
3	32.00	100
4	32.80	100
1	4.30	35
2	12.20	37
3	8.30	38
4	8.70	37
1	34.00	100
2	33.30	100
3	35.10	100
4	34.00	100
1	30.50	100
2	32.10	100
3	31.40	100
4	32.00	100
1	30.60	100
2	32.60	100
3	31.50	100
4	31.60	100

Den gennemsnitlige størrelse af de simulerede bestande ved afslutningen af hvert år (AYF), og det antal år bestanden beregnes at ville overleve under 11 forskellige grader af forbundethed mellem 4 småskove.

(Efter Merriam 1984).

ningerne i bestandens størrelse. Med stor forbundethed var chancen for at uddø ringe, og dens væksthastighed og dermed dens størrelse ved årets slutning var stor.(Se fig.13.4.).

Merriam forklarer dette i fire punkter:

1) Hegn forøger spredningen mellem lokalbestandene.

2) Det nedsætter dødeligheden blandt de dyr, der begiver sig på vandring.

3) tilskuddet af indvandrere incl. den hyppigere rekolonisering giver stærkere vækst i populationen.

4) dette nedsætter svingningerne i bestandens størrelse ved vinterens komme.

En tilsvarende iagttagelse er gjort af Møller og Rørdam(1985). De anfører at en højere grad af spredning understøtter de allerede eksisterende bestande på habitat-øen, hvorved faren for øddøen mindskes.

I forhold til ø-biogeografiens forsimplede antagelser påpeger Merriam, at forholdene i et mosaik-landskab afviger fra havet, dels ved at genindvandringen sker langt hurtigere og hyppigt, dels ved at habitat-øerne nok er adskilt fra hverandre af fremmede habitater, men ikke af et så godt som uoverskrideligt hav. Yderligere er habitat-øerne så helt eller delvis forbundet af korridorer, der gennemkrydser "kornhavet".

EEN STOR/
FLERE SMÅ

Blake & Karr (1984) undersøgte faunarigdommen af fugle i 12 skove (fra 2 til 200 ha.) i USA med det formål, at vurdere værdien af "een stor fremfor to små". Deres resultater, der formentlig har generel gyldighed også for andre organismer og habitat typer viste, at to reservater med stor sandsynlighed vil indeholde flere arter end et stort med samme areal. Det gælder imidlertid ikke de typiske skovarter i deres undersøgelse og heller ikke arter med stor spredningsevne.

AFSTAND

Møller og Rørdam (1985) registrerede artsrigdom i småsøer i to områder i Nordsjælland. Som det var at forvente udfra ø-teorien var de enkelte søer i gennemsnit mest artsrige i det område, hvor der gennemsnitligt var de korteste afstande mellem søerne. Men den samlede artsrigdom for det enkelte område

som sådan, viste sig alligevel at være størst i det område, hvor søerne lå gennemsnitligt længst fra hinanden.

Forklaringen er formentlig den samme i begge undersøgelser. Som også Christensen og Nielsen (1983) anfører i en lignende diskusion kan det tænkes, at de undersøgte habitat-øer er så små og ustabile, at de til enhver tid hver især kun rummer en lille mere eller mindre tilfældig del af områdets samlede artspool. Et antal relativt uafhængige udpluk (som fjernt fra hinanden beliggende habitat-øer repræsenterer) vil opfange en relativt større del af artspoolen, end et tilsvarende antal relativt mindre uafhængige udpluk (som de nærtbeliggende habitat-øer repræsenterer). Sagt med andre ord fører gode spredningsforhold mellem habitat-øer til en udligning i forskelle i artsindholdet øerne imellem.

TILFÆLDIGT UDPLUK

Forholdet peger således på den afgørende betydning af, hvilket skala-niveau man opererer på. Er det eksempelvis i Møller og Rørdams områder et højt artsantal i de enkelte søer man stiler imod, vil den ringe afstand mellem dem være at foretrække. Er det derimod hele områdets artsrigdom, man ønsker at øge, er området med den relativt store afstand mellem søerne at foretrække.

13.5.3 Kvalitative ændringer i flora og fauna

I det foranstående er de væsentligste forandringer, der har betydning for den vilde flora og fauna i agerlandet, tematiseret under de tre overskrifter; aftagende strukturel diversitet, biotoptab og isolation. De er blevet diskuteret en for en. Her skal afslutningsvis gøres nogle betragtninger over, hvorledes disse tre årsagskomplekser, når de virker sammen, kan tænkes at sætte sig spor i flora- og faunabilledet.

Christensen og Nielsen (1982 og 1983) diskuterer dette i forbindelse med ø-biogeografiens anvendelighed i naturforvaltningen. I forhold til store velbeskyttede naturarealer er forholdene i agerlandet (i markerne såvel som i de små og oftest isolerede småbiotoper) præget af et relativt variabelt og ofte "uforudsigeligt" klima. Bestandsstørrelsen af

dyr og planter vil varierer med tiden. Naturbetingede såvel som kulturbetingede katastrofer vil ofte indtræffe. De sidste på en ofte "uforudsigelig" måde. Der vil af denne grund ofte eksistere et økologisk vakuum (tomme nicher), selvom rekolonisering ofte finder sted.

"r" og "K" SELEKTION

Disse forhold vil favorisere arter med høj sprednings- og reproduktionsevne, med hurtig udvikling og kort livslængde. Disse i reglen relativt få arter, der betegnes som r-selekterede, bliver m.a.o. de almindelige i det moderne agerland. Vi kan betegne dem som "agerlands-opportunister". Dette i modsætning til de ofte mange arter, der er sprednings- og reproduktions-"tunge", og som ofte har langsom udvikling og lang livslængde. De betegnes som K-selekterede arter eller "specialister".

Generelt er artsfordelingen i dyre- og plantesamfund præget af, at få arter er meget almindelige, og mange er sjældne (Muus 1981). Og udviklingen i agerlandets ustabile miljøer går i tiltagende grad ud over de individfattige men artsrige K-selekterede arter. Således er de sjældne paddearter gået mere tilbage end de almindelige, og de er mere følsomme overfor isolation af bestandene.

BEHOV FOR STABILITET

Skal denne udvikling vendes, peger dette på, at der må sikres en større stabilitet i de eksisterende biotoper. Det kan ske på principielt to forskellige måder. For det første ved at biotoperne gøres større, enten i konkret forstand, eller ved at der udlægges en bufferzone rundt om biotopen, hvori der sker en begrænsning i de mest miljøskadelige landbrugsmæssige tiltag (f.eks. sker begrænsning i pesticidanvendelsen). For det andet kan der, som demonstreret af Merriam, ske en stabilisering ved at bestandens isolation nedbringes, f.eks. ved at der etableres spredningskorridorer.

13.6 Forvaltningsmæssige konsekvenser

I en dansk naturforvaltningsmæssig sammenhæng kan den spredningsbiologiske diskussion koges ned til to hovedsynspunkter, dem som Christensen og Nielsen betegner som h.h.v. "reservatstrategien" og satsningen på "det pastorale landskab".

"RESERVAT-STRATEGIEN"

"Reservatstrategien" lægger med ø-biogeografien i ryggen vægt på opretholdelse/oprettelse af store (og af pragmatiske grunde derfor ofte få) naturreservater, der giver rum også til de meget specialiserede, ofte arealkrævende mange arter. Midlerne består bl.a. i at beskytte og udvide især de større biotoper og at forbinde dem v.hj.a. spredningskorridorer.

"DET PASTORALE LANDSKAB"

Den anden lægger derimod vægt på fastholden /etablering af det mosaiklandskab, der i nyere historisk tid har været karakteristisk for det danske agerland. Midlet er især gennem plejeindsats at sikre det biotopmønster og den habitatkvalitet, som er.

Diskussionen af det berettigede i at etablere/fastholde gode spredningsmuligheder v.hj.a. korridorer og trædesten mellem mosaiklandskabets enkelte habitat-øer fortsætter. Dette er ikke mindst betinget af, at vi stadigt står på næsten bar bund m.h.t. viden om selv almindelige danske plante- og dyrearters spredningsevne og -muligheder, og af at de meget komplekse årsagssammenhænge i det kulturprægede agerland næsten nødvendigvis må betyde, at der eksisterer mange tilfælde, hvor en ø-biogeografisk analyse alene er utilstrækkelig.

Derfor må ideer om at tage spredningskorridorer i anvendelse ikke realiseres ukritisk. Man må have øje for, at der kan eksistere situationer, hvor de vil gøre mere skade end gavn. På den anden side foregår miljøforandringerne i agerlandet med en sådan hast og med en sådan retning, at de ønskede mere detaljerede forundersøgelser sjældent har tid til at blive gennemført.

"HALVT I BLINDE"

I sådanne situationer, hvor man er henvist til at forvalte "halvt i blinde", er de ø-biogeografiske lovmæssigheder bedre at holde sig til. Dette er også essensen af den af Muus (1981) og Agger (1984) meget anvendelsesorienterede udlægning af, hvordan den spredningsbiologiske dimension bør præge naturforvaltningen. Dette er ikke et valg mellem "reservat strategien" og "det pastorale landskab" som et enten-eller men et både-og.

På den ene side er det klart, at eksistensen af den rette habitat kvalitet er et "sine qua non", uden hvilket selv arter med de bedste spredningsevner ikke ville kunne for-

efindes. Dette peger, især i den meget defensive naturforvaltningsmæssige situation, som den vi har været inde i i den seneste menneskealder, på det berettigede i at koncentrere indsatsen omkring bevarelsen og beskyttelsen af levestederne, udfra de arter og situationer man nu ønsker at prioritere.

På den anden side har de spredningsbiologiske diskussioner vist, at en habitat-beskyttelse ikke nødvendigvis er tilstrækkelig til at opnå de satte fredningsmål. Biotoperne kan ikke alene betragtes enkeltvis, de må ses i det mønster de indgår/kunne indgå i. Dette har relevans selv i en defensiv situation, fordi det åbner op for en mere effektiv naturmæssig udnyttelse (optimering) af de udyrkede arealer, naturforvaltningen kan råde over.

MARGINAL-
AREALER

I en mere offensiv situation, som den der tegner sig i slutningen af 80`erne, hvor landbruget forventes at skulle afgive anseelige marginalarealer, er en sammenhængende strategi helt nødvendig. Her kan de ø-biogeografiske modeller levere værdifulde bidrag til diskussionerne om, hvor store og hvor mange naturområderne skal være, hvorledes de skal afgrænses, og hvorledes de skal placeres i forhold til hinanden og evnt. forbindes indbyrdes.

Forman og Gordon (1981) anlægger en strukturel synsvinkel på agerlandet, som er inspireret af ø-biogeografien. Udfra dette synspunkt kan småbiotoperne i agerlandet betragtes som linier, netværk og småarealer (patches), der er indlejret i en homogen matrix bestående af de dyrkede flader.

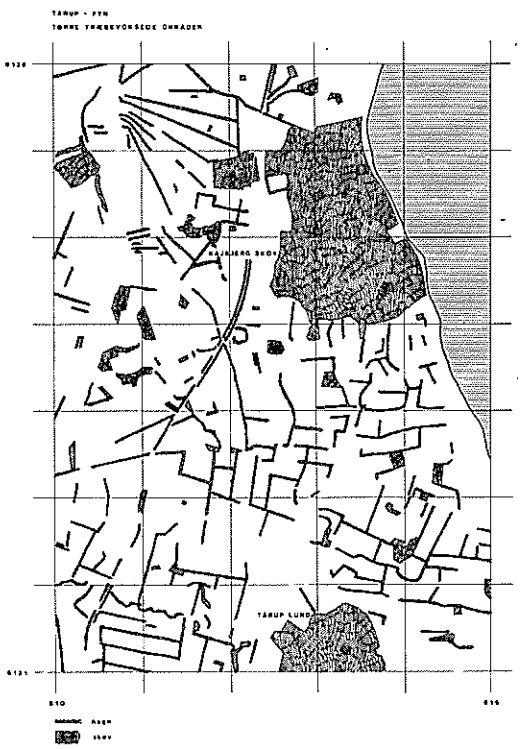
Agger og Brandt (1984) giver et bud på, hvorledes ø-biogeografiens begreber om kontinenter, øer og korridorer kan anvendes i beskrivelsen af danske landskaber. Det demonstreres her, hvorledes spørgsmålet om på hvilket skala-niveau man befinder sig, er afgørende for, hvad der betragtes som kontinent, hvad som ø og hvad som korridor.

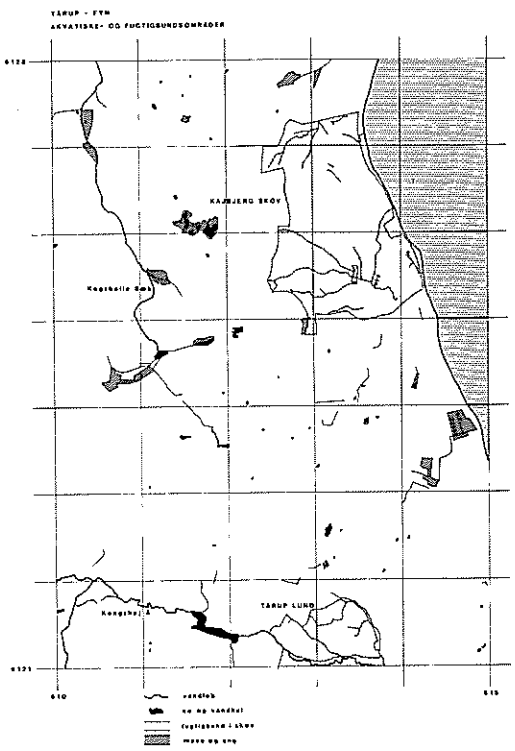
Agger (1984a), der søger at opsummere og samordne diskussionerne fra naturfredningsrådets konference om spredningsøkologi i en mere anvendelsesorienteret retning, leverer forslag til, hvorledes dette kan omsættes til naturforvaltningsmæssig praksis på det generelle planlægningsmæssige niveau. Med reference til Forman & Gordon foreslås det,

at man i de indledende faser af fredningsplanlægningen forsøger at klassificere de relevante arealers spredningsbiologiske funktion udfra biotopernes opståen og "livslængde".

Med reference til Agger & Brandt foreslås endvidere, at man i samme indledende fase af planlægningen forsøger at klassificere de samme arealers spredningsbiologiske funktion udfra disses overvejende habitat-karakter (akvatiske områder, fugtigbundsområder, lysåbne urtesamfund, træbevoksede områder). Formålet med at foretage disse to klassificeringer er, at give en model, til hvorledes den spredningsbiologiske dimension kan indtænkes på det overordnede niveau, d.v.s. på det tidspunkt i planlægningen, hvor hensynet til specielle arter/artskombinationer/situationer endnu ikke er taget i betragtning. Med to korteksempler (se fig 13.5. og 13.6.) vises det, hvorledes disse betragtninger kan yderligere konkretiseres.

Fig. 13.5



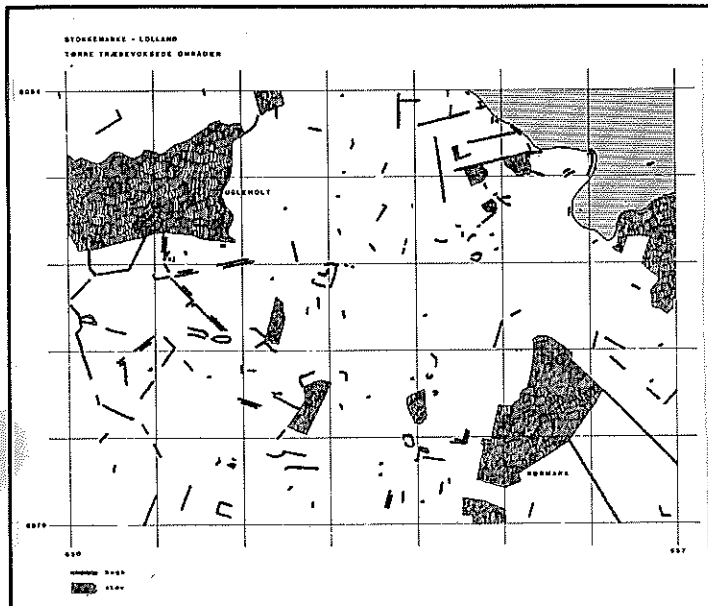


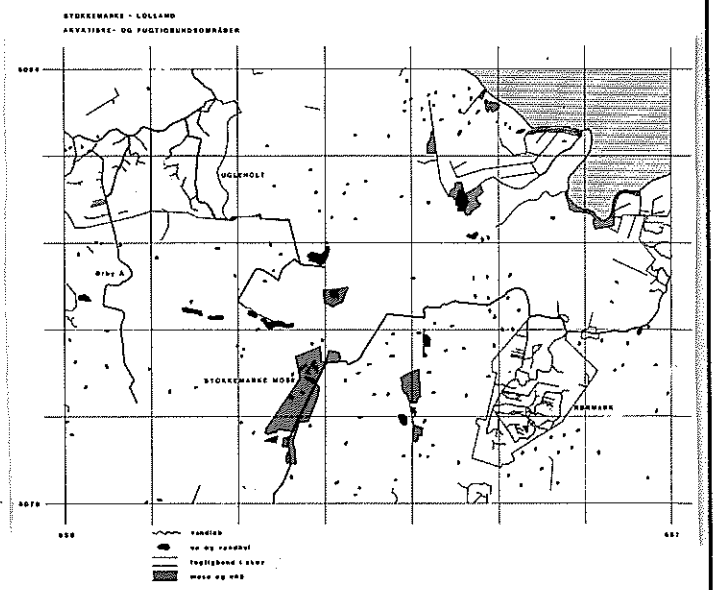
Træbevoksede områder i et 30 km^2 stort område på Fyn. Hegnene ses at danne et netværk af korridorer mellem Kajbjerg Skov i nord og Tårup Lund i syd i et system, hvori også småskove indgår som trædesten.

Efter Agger 1984a

Spredningsforholdene mellem samme områdes vådområder er meget anderledes. Grøfter findes så godt som ikke uden for skovene. Vandløbene synes at udgøre de væsentligste korridorer. I enkelte landskabsstrøg kan mergelgrave muligvis have en trædestensfunktion for kommunikationen mellem lidt større søer og moser.

Fig. 13.6



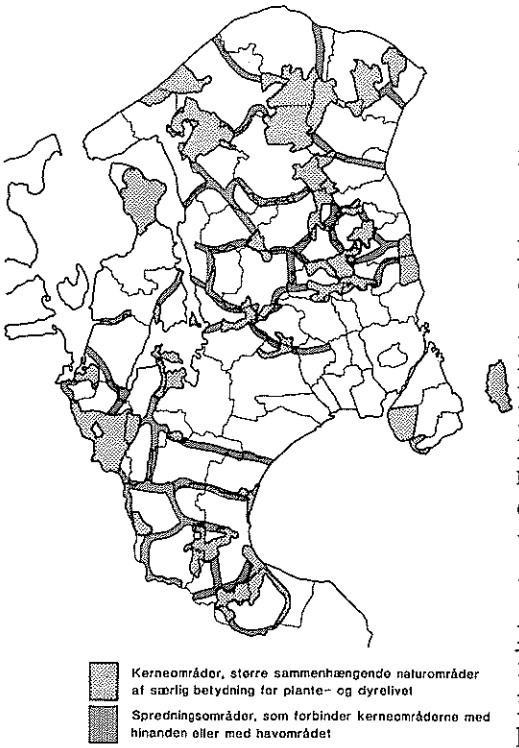


Træbevoksede områder i et 30 km^2 stort område på Østlolland. Landskabet ses at være langt mere fattigt på hegn (end området vist i fig. 13.5). Småskove og hegnsstumper kan tænkes at have trædestensfunktion og udgøre småøer i den sydlige del af det landskabsstrøg, der forbinder Ugleholt med Rørmark Skov.

Efter Agger 1984a

Spredningsforholdene for samme områdes vådområder. Billedet fra Fyn (fig. 13.5) gentager sig ved, at grøfter så godt som mangler uden for skovene. Vandløbene udgør dog i dette kortbillede mere sammenhængende og udbredte spredningskorridorer, og det meget store antal mergelgrave, som endnu er typisk for Lolland, kan på mange lokaliteter tænkes at have en trædestensfunktion for spredningen af vådområde-tilknyttede arter.

Fig. 13.7



I fredningsplanerne fra flere amter er anvendelsen af lignende modeller yderligere konkretiseret. F.eks. i fredningsplanen for hovedstadsområdet er der sket en udpegning af et mindre antal væsentlige regionale kerneområder, der indbyrdes er forbundet med spredningskorridorer (se fig.13.7.).

Sådanne arbejder må betragtes som en god begyndelse. Det fortsatte arbejde må bestå dels i en præcisering af afgrænsning og indretning af disse overordnede strukturer, herunder mere indgående overvejelser over hvilke arter og artsgrupper man ønsker at prioritere. Dels må arbejdet udfra de samme principper videreføres til også at omfatte mindre enheder såsom småbiotopmønstret i det enkelte landskab. Men igen må det ske under nøje hensyntagen til, hvilke arter man i den givne situation ønsker at prioritere.

Biotopgruppen (1982) forsøger at opsummere forskellige landskabsstrukturers indflydelse på de spredningsbiologiske forhold og dermed på artsrigdommen (Se fig.13.8.). Det er tænkt som et katalog over, hvorledes spredningsbiologiske problemer kan søges imødegået i simple situationer, "hvor alt andet er lige". Men som det bemærkes af Agger (1984a), der gengiver samme figur, bør dens anvisninger ikke anvendes ukritisk. De bør altid underordnes det konkrete fredningsmæssige mål for det område og den situation, der er på tale.

Set i relation til småbiotopmønstret kan diskussionen i dette kapitel opsummeres i følgende punkter:

For det første synes forandringerne i biotopmønstret som tidligere anført "kun" at være toppen af isbjerget - eet element i en mere kompleks og overvejende negativ forandring af levevilkårene for agerlandets vilde flora og fauna. "Den tunge ende" er de ændringer, der er sket og sker inde på markerne i form af ændret afgrødevalg og ændrede produktionsformer. Man kan sige, at jo mindre markerne giver egnede levevilkår, des mere tiltager (relativt) betydningen af småbiotoperne for en fastholden af agerlandets artsrigdom.

For det andet er vort kendskab til, hvad de forskellige småbiotoper indeholder af- og betyder for forskellige dyre- og plantearter så sparsomt, at det ikke er fundet forsvarligt at forsøge nogen omregning af, hvad

biotopændringerne kvantitativt har betydet for udbredelsen af forskellige arter.

For det tredie kan det generelt bemærkes, at den markante tilbagegang, der er konstateret for de våde biotoptyper med reduktioner på 3/4 til 9/10 af, hvad der fandtes ved århundredeskiftet, må have haft en væsentlig indflydelse på tilbagegangen af de til ferskvand knyttede dyre- og plantearter. Disse grupper er yderligere ramt af følgerne af vandindvinding, afvanding, dræning, eutrofiering og aftagende græsning.

For det fjerde er det sandsynliggjort og på visse punkter dokumenteret, at udtyndingen i biotopmønstret (for de typer der er i tilbagegang) sammen med stadigt mere ugæstmilde vilkår i marken medfører stigende spredningsproblemer for en række dyre- og plæantearter. Dette bevirker, at der vil gå stadigt længere tid, førend en art, der lokalt har været udryddet af en katastrofe, geniundvandrer. Dette vil generelt have en faldende artsrigdom i den enkelte biotop til følge. En forbedring af spredningsmulighederne vil på een gang kunne stabilisere bestandene af de pågældende arter (så at katastrofer bliver sjældnere) og øge chancerne for, at der hurtigt kan ske en genindvandring, når katastrofen alligevel ikke har kunnet afværges.

Stikordene til en diskussion, af hvordan der kan gribes ind overfor de negative tendenser, bliver da:

- Regulering af selve landbrugsproduktionen i en mere naturvenlig retning,
- behov for systematiske studier af agerlandets naturhistorie,
- vådområdernes særligt kritiske situation, herunder etablering af vådområder og beskyttelseszoner
- behov for forbedrede spredningsmuligheder.

Disse og andre punkter skal diskuteres mere uddybende i det følgende kapitel.

Fig. 13.8

DÅRLIGERE		BEDRE	
	AFSTAND		lille afstand, store immigration, store artsindhold,
	STØRRELSE		stort areal, store bestande, mindre extinctionsrate, store artsindhold,
	FORM		mindre randzone, færre opportunister, flere specialister, store artsindhold,
	AREALVARIATION		store nicherigdom, store artsindhold,
	TRÆDESTEN		mindre barriere, store immigration, store artsindhold,
	KORRIDOR		mindre barriere, store immigration, store artsindhold,
	SPREDNINGSNET		mindre barriere, store immigration, store artsindhold,
	TRUNKERING		stort areal, store bestande, mindre extinctionsrate, store artsindhold,
	HABITATDIVERSITET		store nicherigdom, store artsindhold,
	BESKYTTELSESZONE		færre katastrofer, store artsindhold,
UNGE BIOTOPER	ALDER	GAMLE BIOTOPER	færre opportunister, flere specialister, store artsindhold,
PLANTER ELLER BIOTOPER AF SAMME (ENS) ALDER	ALDERSVARIATION	ALDERSSPREDNING I BIOTOPER SÅVEL SOM TRÆER	store nicherigdom, store artsindhold
PLANTEDE OG ETABLEREDE BIOTOPER	HISTORIE	RESTER AF OPRINDELIG NATUR SELVGROET OG SPONTANE NATURFÆNOMENER	hjemmehørende arter giver flere nicher til andre arter, store artsindhold

OVERSIGT OVER FORSKELLIGE SPREDNINGSBIOLOGISKE FORHOLDS INDFLYDELSE PÅ ARTSRIGDOMMEN. (Gengivet fra Biotopgruppen (1982). Forskningsrapport nr. 24 fra institut for geografi, samfundsanalyse og datalogi. RUC).

14. BIOTOPMØNSTERFORVALTNING - ELEMENTER TIL EN STRATEGI

TILGRONING

14 Biotopmønsterforvaltning - elementer til en strategi

14.0 Indledning

Ønsket om at bidrage til udviklingen af en strategi for en bedre forvaltning af biotopmønstret i agerlandet har været et væsentligt motiv bag iværksættelsen af det her forelagte projekt.

Projektets mål, der blev præciseret i afsnit 1.3 kan kort beskrives som ønsket om at beskrive agerlandets indhold af småbiotoper, disses nuværende tilstand og funktion og biotopmønstrets historiske udvikling. Dette set i lyset af udviklingen i landbruget og bedømt i sammenhænhæng med dennes øvrige konsekvenser for floraens, faunaens og friluftslivets vilkår i agerlandet.

Konklusionerne på de enkelte opstillede 8 projektmål vil blive opsummeret i det afsluttende kapitel (kap.15). I herværende kapitel skal undersøgelsens resultater gøres til genstand for en bredere diskussion af, hvorledes en forvaltning af småbiotoperne mest hensigtsmæssigt kan behandles i den fysiske planlægning sammenhæng.

14.1 Generelle tendenser

Udfra en strukturel synsvinkel har agerlandets naturindhold udviklet sig i retning af aftagende stabilitet og tiltagende ensformighed.

AFTAGENDE STABILITET

Den aftagende stabilitet kan aflæses i
- småbiotopmønstrets ændringsrate,
- tendensen til intensivering i landbrugsproduktionen med skift fra flerårige til enårige afgrøder og øget anvendelse af kemikalier,
- den udfra øbiogeografiske overvejelser sandsynliggjorte aftagende stabilitet i lokale plante- og dyrebestande og
- en formodet tiltagende hyppighed af kulturbetingede katastrofer på habitat-øerne.

TILTAGENDE ENSFORMIGHED

Den tiltagende ensformighed kan aflæses i
- den specialicering indenfor landbrugsproduktionen, der medfører mindre varieret afgrødevalg på den enkelte bedrift, og tendens til regional specialisering

indenfor landbrugsproduktionen,
- den p.gr.af ukrudts- og skadedyrsbekæmpelsen tiltagende ensretning af flora og fauna,
- det aftagende småbiotopindhold,
- de tiltagende tilgroningsfænomener forårsaget af eutrofiering, vandstandssænkning og/eller aftagende græsning og
- den udfra øbiogeografiske overvejelser sandsynliggjorte aftagende artsrigdom i de enkelte habitat-øer fremkaldt af tiltagende isolation.

Til denne liste af årsager til en generel tendens til aftagende stabilitet og tiltagende ensformighed, som denne undersøgelse har beskæftiget sig med, kan der føjes endnu tre generelle forhold, der præger udviklingen. (Omend påvirkningen af især stabilitetsforholdene må siges at være af overvejende hypotetisk karakter).

DIFFUSE PÅVIRKNINGER

Til de påvirkninger af floraens og faunaens levevilkår der stammer fra landbrugsproduktionen, føjer der sig den diffuse påvirkning af hele landskaber forårsaget af luftbåren forurening stammende også fra anden produktion samt trafikken. Dette påfører dyre- og plantelivet et generelt stress isåvel som udenfor markerne og de egentlige landbrugsområder på en måde, der overvejende må antages at føre til tiltagende ensformighed i flora- og faunabilledet.

LANGTIDS DYNAMISKE PROCESSER

Langtidsdynamiske processer såsom kystnedbrydning, vandløbs meandrering og skoves udvikling frem til senilitet og død er processer, der kun i begrænset omfang får lov at udvikle sig i vore dage (Muus 1980). På denne måde tenderer landskabet mod en fastfrosset status quo tilstand. Den med de langtidsdynamiske processer forbundne udvikling i dyre- og plantesamfund (succession) får derved begrænsede udfoldelsesmuligheder. Også dette påvirker variationen i negativ retning. Eksempelvis anfører Fredningsstyrelsen(1985), at det idag kun er 2% af de 40.000 km. større vandløb i Danmark, der ikke er reguleret.

NATUR-FORVALTNING

Endnu en tendens skal føjes til, selvom den er af en lidt anden karakter: Tendensen til indenfor den fysiske planlægning at opdele det åbne land i sektorielle interesseområder (f.eks. udprægede landbrugsområder og udprægede naturområder). Ihvertfald på et overordnet niveau øger dette ensformigheden.

14.2 Målene

Selvom vor viden om agerlandets naturindhold og dynamikken i dette stadigt er sporadisk, kan der alligevel leveres dokumentation for næsten alle ovenstående punkter. Imidlertid kan der også leveres iagttagelser, der ved en umiddelbar betragtning synes at modsige disse.

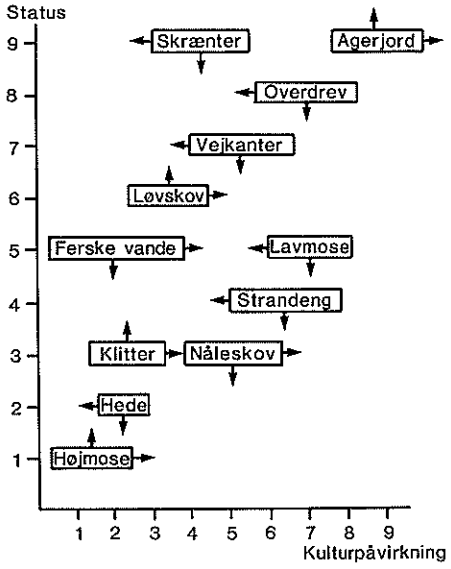
SKALA-NIVEAU

Sådanne for naturforvaltningen forvirrende modsigelser har ofte været forvoldt af, at man ikke har defineret sit geografiske skalaniveau. Det, der på et niveau indebærer f.eks. en aftagende artsrigdom, kan samtidigt på et mere overordnet niveau indebære en tiltagende rigdom på arter. Et eksempel på dette problem er den omstændighed, at indholdet af plantearter på mange mindre lokaliteter er aftagende, samtidigt med at den samlede floraliste for landskabet eller for landet som helhed er i stigning p.gr.a. indslæbning og indførsel af udenlandsk plantemateriale. Modsigelsen kan m.a.o. være forårsaget af, at man ikke præcist har defineret sit naturforvaltningsmæssige mål.

ARTSRIGDOM

En anden vanskelighed kan være, at man i urimelig grad lægger vægt enten på enkeltarter (f.eks. ved artsfredninger) eller på en rent kvantitativ artsrigdom, og i for ringe grad er opmærksom på den fredningsmæssige funktion objektet har. Når der eksempelvis i miljøbeskyttelseslovens formålsbestemmelse tales om at sikre et varieret dyre- og planteliv, kan dette ikke meningsfyldt fortolkes, blot som et krav om at tilstræbe den størst mulige artsdiversitet. Faktisk er, som Keld Hansen (1984) påpeger, netop det stærkt kulturpåvirkede agerland som helhed, ihvertfald hvad angår floraen, den mest artsrige arealtype vi har (langt overstigende andre halvkultur- og naturområder. - se fig. 14.1).

Fig. 14.1



Erfarings- og skønsmæssig relativ placering af de vigtigste danske naturtyper i relation til kulturpåvirkning (skala 1-9 = 10%-90%) og status (artsrigdom). Med pile er yderligere angivet, om der er erkendte eller formodede stigninger eller fald i artsrigdom og kulturpåvirkning.

(Efter K. Hansen, 1984)

Fremfor artsrigdom som sådan må naturforvaltningen for at være meningsfuld primært lægge vægt på områdernes fredningsmæssige funktion, og gøre dette under den størst mulige hensyntagen til autenciteten i det man har mulighed for at beskytte. Disse to forhold skal kommenteres nøjere.

FREDNINGSMÆSSIG FUNKTION

Med den fredningsmæssige funktion tænker vi, dels på de dynamiske landskabsøkologiske sammenhænge de beskyttede arealer eller arter kan indgå i, dels på den samfundsmæssige

brug det beskyttede direkte eller indirekte skal gøres til genstand for.

Når vi taler om agerlandets naturindhold i form af småbiotoper, og de dyr og planter der er knyttet her til, vil den fredningsmæssige funktion eksempelvis kunne være biotopens betydning for vandinsekters larveudvikling, som fouragerings- og drikkested for pattedyr og fugle eller som korridor for spredningen af en eller flere organismegrupper. Den samfundsmæssige brug kan være konkret f.eks. i form af betydning som remise for jagtobjekter og som element i landskabsbilledet. Den kan mere diffust ligge i biotopens positive betydning for agerlandets generelle indhold af vilde dyre- og plantearter, eller den kan være af betydning for den mere almene rekreative kvalitet ved et landbrugsområde.

AUTENCITET

Autenciteten knytter sig til småbiotopernes oprindelighed, hvad angår artsindhold, natur- og kulturhistorie. Når vi taler om agerlandets småbiotoper er autenciteten dog en noget vanskeligt afgrænselig størrelse. Lettest er den at indkredse, når man taler om artsindholdet. Her vil autenciteten være størst, hvis alle plante- og dyrearter er oprindeligt hjemmehørende danske. Men selv her er autenciteten ikke et begreb, der kan anvendes eentydigt. Til stadighed ligger der i naturen en egen-dynamik, der resulterer i, at nogle arter af naturlige årsager uddør, og andre indvandrer (f.eks. p.gr.a. klimaforandringer). Denne kilde til forandring i artssammensætningen for landet som helhed og (ikke mindst) på de mindre skala-niveauer, er dog for intet at regne mod den voldsomme forandring i artsindholdet, der forvoldes af kulturbetingede faktorer. Så omfattende er de menneskelige indgreb, at de naturbetingede forandringer næsten aldrig får lov at udvikle sig alene.

NATUR

Dette leder frem til den ofte fremførte men lidt vildledende konstatering af, at der ikke længere findes natur i Danmark (underforstået i betydningen områder der er uberørt af menneskelig indflydelse). Da der fortsat befinder sig en lang række af dyr og planter i et miljø, hvis struktur og dynamik til stadighed er underkastet naturprocesser, vil der fortsat være behov for en naturforvaltning. Netop den stadigt mere intensive omgang med naturgrundlaget forøger behovet for en forvaltning af den "samfundsprægede" natur.

Brandt(1982b) giver en videnskabsteoretisk bestemmelse af landskabssfæren (herunder opdelinger i natur- og kulturlandskaber) som materiel eksistensbetingelse for samfundet. Han påpeger heri de teoretiske og praktiske vanskeligheder, der følger i kølvandet på bestræbelser på at foretage skarpe adskillelser af de natur- og kulturmæssige aspekter af det konkrete landskab eller geografiske miljø.

NATUR SOM ASPEKT

Med henblik på naturforvaltning forsøger Agger (1980b) at indkredse naturforvaltningens genstand som "natur som et aspekt ved landskabet" - et aspekt der manifesterer sig som de dyr, planter og processer hvis forekomst og forløb ikke umiddelbart er affødt af menneskelige handlinger. De områdetyper, der i den almindelige naturforvaltningspraksis betegnes som naturområder, beskrives, som områder "hvor naturaspektet dominerer" i modsætning til f.eks. bylandskabet, hvor "kulturaspektet" er det dominerende. Pointen ved denne opstilling er, at da begge aspekter altid er tilstede i større eller mindre omfang, bør naturforvaltningen ikke slå sig til tåls med alene at beskæftige sig med landskaber, hvor naturaspektet er dominerende. Også naturindholdet i andre områder, agerlandet såvel som byerne, finder han, bør påkalde sig naturforvaltningens opmærksomhed.

TRE FORMER FOR AUTENCITET

Autencitet-begrebet kan i småbiotopsammenhæng bringes i spil på tre måder. For det første kan som ovenfor omtalt artsindholdet være mere eller mindre autentisk (i betydningen oprindelig) i sin sammensætning og tilstand.

For det andet kan småbiotopen som sådan være mere eller mindre autentisk i naturhistorisk forstand. Dette afspejles i den kategorisering af småbiotoptyperne som "primært landskabsbundne", "sekundært landskabsbundne" og "arronderingsbetingede", som blev præsenteret i kapitel 7. I den nævnte rækkefølge kan de tillægges aftagende grad af naturhistorisk autencitet.

For det tredie må der ved siden af den naturhistoriske- også opereres med en kulturhistorisk autencitet. I den udstrækning der er tale om grader af uforstyrrethed i objektets udtryk for en given oprindelig samfundsmæssig aktivitet vil dette ofte være udtryk for graden af kulturhistorisk værdi.

For både naturaspektet og kulturaspektet må kravet om at forholde sig til autenciteten nødvendigvis indebære, at man gør sig det fredningsmæssige formål klart. Dermed være dog ikke sagt, at den størst mulige autencitet i alle situationer er at foretrække. F.eks. vil man i mange plejesituationer fjerne naturligt indvandret (autentisk) træ- og buskvegetation for at genoprette en halvkultur (f.eks. et overdrev) på en lokalitet. Og der findes eksempler på, at en kulturhistorisk autencitet "ofres" til fordel for opnåelsen af en naturfredningsmæssig funktion eksempelvis fjernelse af et historisk stemmeværk i forsøg på at genetablere et vandløbs oprindelige forløb.

14.3 Midlerne

I den konkrete naturforvaltning vil der ske en sammensmeltning af disse forskellige hensyn. En hensyntagen til artsdiversiteten vil underordnes hensynet til den fredningsmæssige funktion og forvaltningsobjektets grad af autencitet. Og spørgsmålet, om hvad der søges beskyttet/etableret, og hvordan dette gøres, vil være stærkt influeret af, hvad det er for generelle tendenser, man er oppe imod: Den aftagende stabilitet og den tiltagende ensformighed. Dette gælder ikke mindst forvaltningen af småbiotopmønstret.

14.3.1 De eksisterende midler

PARAGRAF 43`s MULIGHEDER

Det mest explicitte redskab, man råder over i denne sammenhæng, er naturfredningslovens paragraf 43. Ved at forudsætte amtslig godkendelse af indgreb overfor en række af de lidt større småbiotoper, skulle denne kunne dæmme op for den fortsatte nedlæggelse og aktive omformning af søer, moser, vandløb, heder og strandenge.

FREDNING

Et andet vigtigt instrument i småbiotopbeskyttelsen er den ekspropriative fredning. I større landskabsfredninger indgår ofte bestemmelser, som påbyder en opretholdelse af eksisterende småbiotoper f.eks. hegn og vandhuller. Det gælder eksempelvis fredningen af Løjtland (Nf.Åbenrå) og Østmønfredningen.

Den årlige bevilling til fredningserstatnin-

ger ligger i gennemsnit på 6 mio.kr.. I samme forbindelse kan også nævnes de 20-30 mio., der årligt anvendes til erhvervelse af fast ejendom til fritidsformål (Lov 230), selvom disse kun i begrænset omfang hidtil har haft betydning for småbiotopbeskyttelsen.

PLEJE

Et tredie instrument består i de amtslige myndigheders mulighed for at kunne udføre pleje. I forbindelse med småbiotoperne har mulighederne for at koble en offentlig pleje med ungdomsbeskæftigelsesprojekter været anvendt i flere amter og kommuner især i forbindelse med vandhulspleje.

FREDNINGS-PLANLÆGNING

Fredningsplanlægningen er et vigtigt instrument til at styre anvendelsen af de tre ovennævnte redskaber. F.eks. fører den i fredningsplanerne foretagne udpegning af særligt værdifulde naturområder til, at det i disse områder har været muligt, at fastholde en tilladelsespraksis i forhold til paragraf 43, der ligger rimeligt tæt op ad, hvad der var forudsat ved lovens vedtagelse, hvilket, som påvist af Wejdling&Wejdling(1985), til gengæld langt fra kan siges at have været tilfældet udenfor sådanne områder. (Men nok har ligget tæt op ad intentionerne i anden lovgivning, f.eks. landbrugslovgivningen). På samme måde er den foretagne udpegning styrende for amternes plejearbejde og for prioriteringen af den fremtidige rejsning af fredningssager.

De i regionplanerne evt. fastlagte retningslinier for småbiotopforvaltning behøver imidlertid ikke at have bindende virkning for grundejeren. Om dette fremfører Fredningsstyrelsen(1985a):

"Ved godkendelserne af de første regionplaner 1981-1982 indføjedes retningslinier om det ønskelige i at sikre de resterende småbiotoper i det åbne land, herunder hegn, mindre moser og vandhuller. En sådan retningslinie er en målsætning for forvaltningen, men har ingen bindende virkning."

FORMIDLING

Formidling af råd, vejledning og informationer om natur og naturbeskyttelse er også et væsentligt instrument i naturforvaltningen. Fredningsstyrelsen og talrige amter og kommuner har udgivet materiale i form af pjecer, der informerer om småbiotopernes betydning og pleje. Især kan her nævnes "Landbruget og den vilde natur" (Nielsen m.fl. 1985), som Det grønne råd for hovedstadsområdet har

udgivet med støtte fra Fredningsstyrelsen og SPAR Miljøfond.

Endelig skal nævnes, at der også i forbindelse med andre planlove eksisterer mulighed for at varetage biotophensyn. F.eks. i forbindelse med zoneoverførsler og byudvikling kan der i forbindelse med lokalplanlægningen fastsættes bestemmelser om bl.a. hegnsforhold og bevaring af andre landskabstræk.(Primdahl 1984)

BEGRÆNSNINGER

Men alt ialt er det alligevel stærkt begrænset, hvad myndighederne har af midler til at styre småbiotopudviklingen med. Den expropriative fredning har af financielle årsager kun kunnet bringes i anvendelse i en ubetydelig del af det danske agerland. Konjunkturerne for beskæftigelsesprojekter i naturplejen er atter aftaget (f.eks. i Storstrøms amt). Og amterne har stort set følt sig nødsaget til at sætte plejeressourcerne ind på andre og vigtigere områder end agerlandets småbiotoper. Og endelig prioriteres der også fra andre sektorer og disponeres herefter, hvilket gør revisioner af fredningssektorens prioritering vanskelig.

ØKONOMI

De økonomiske ressourcers begrænsede rækkeevne overfor småbiotopernes store antal og udbredelse er en del af forklaringen. En anden del er begrænsningen i lovgivningens og planlægningens rækkevidde. Dette kommer særligt klart frem i forbindelse med paragraf 43, der ellers er det for småbiotopbeskyttelsen mest direkte og slagkraftige styringsinstrument.

PARAGRAF 43`s BEGRÆNSNINGER

Paragraffen opererer med en række størrelseskriterier, der gør, at den kun omfatter en mindre del af de pågældende biotoptyper. Som der er gjort rede for (i kap.6.2), er det således i de af os undersøgte områder kun 19% af vandhullerne og 12% af moserne, der er beskyttede. Sønderjyllands amt(1985) når frem til lignende vurdering.

Paragraffen omfatter også vandløb. Dv. stort set alle offentlige vandløb og alle private med en bundbredde over 1.5 m. Derudover har amterne udpeget dels vandløb, der skønt de har den fornødne bundbredde alligevel undtages bestemmelsen (typisk afvandingakanaler), dels vandløb under 1.5 m. der p.gr.a. deres naturhistoriske eller anden interesse er taget med ind under bestemmelsen. Såvidt vi har kunnet konstatere, indgår der ikke para-

graf 43 - vandløb i vores undersøgelsesområder.

De øvrige lineære småbiotoptyper (vejrabatter, skel, hegn, diger, grøfter) er ikke beskyttet.

Af de areelle biotoper er søer over 500 kv.m. og moser over 0.5 ha. omfattet af paragraf 43. Som tidligere anført (kap.6.2) betyder dette en beskyttelse af 1/5 af vandhullerne og 12% af moserne i de af os undersøgte områder. Af de tørre areelle er det kun gravhøjene, der nyder særlig beskyttelse. Samlet skønner vi, at det i de undersøgte områder således kun er 8% af de areelle biotopers antal og 1% af arealet, der for disse typer er omfattet af beskyttelse. Heller ikke ferske enge er med inde under beskyttelsen.

REAKTIV BESTEMMELSE

Endvidere har lovens bestemmelse en rent defensiv karakter. D.v.s., at den i princippet kun kan forhindre visse målrettede indgreb, men ikke forhindre en naturlig eller indirekte kulturbetinget negativ forandring såsom tilgroning fremkaldt af eutrofiering, vandstandssænkning og/eller ophør af græsning. Bestemmelserne giver heller ikke hjemmel til at iværksætte plejeforanstaltninger. Dette kræver enten frivillig aftale med ejeren eller en fredning efter naturfredningsloven (Fredningsstyrelsen 1985a)

OVERTRÆDELSER

Dertil kommer, at loven kun i begrænset omfang overholdes, som vi med fund af affald i 2/3 af de ellers beskyttede vandhuller eksempelvis har kunnet konstatere.

Yderligere gives der i et stort omfang godkendelser af ændringer i biotoper, der er omfattet af paragraf 43. Dette sker, skønt det er i strid med de administrative forskrifter ikke uventet på en måde, så at godkendelser er mere hyppige i de egentlige landbrugsområder, end i de områder der er tillagt særlig fredningsmæssig værdi. Som påvist af Wejdling og Wejdling (1985) er dette med til yderligere at øge monotoniseringen og arealspecialiseringen i det åbne land. Udenfor områder der er prioriteret som områder af særlig naturmæssig interesse, finder der en afvikling af vådområder sted, ifølge disse forfattere med en hast der er næsten uændret i forhold til tiden før paragraf 43`s ikrafttræden. Dette angår særligt de små og mere ydmyge biotoper.

Men udover de allerede omtalte almindeligst anvendte midler til forvaltning af småbiotopmønstret, foreligger der yderligere to, som kun i begrænset omfang har været anvendt. Det ene drejer sig om offentligt initieret men af private foretagen pleje. Det andet drejer sig om etablering af biotoper.

PRIVAT PLEJE

Ude i amternes fredningsafdelinger kommer man ofte i den situation, at det kan konstateres, at naturværdier er ved at gå tabt p.gr.a. tilgroning og andre "lovlige" processer, uden at man fra amtets side har hjemmel eller ressourcer til at kunne træde ind med den nødvendige pleje. I sådanne situationer er det ofte lykkedes v.hj.a. rådgivning, opmuntring og begrænsede tilskud at få hensigtsmæssige plejeforanstaltninger sat igang alligevel. Eksempelvis har man fra Storstrøms amt udvirket, at græsning på øen Nyord`s strandenge er genoptaget. Amtet har financieret en nyhegning, hvorefter det igen er blevet atraktivt for tilstrækkeligt mange kvægholdere at genoptage græsningen.

FREDNINGS-
FORPAGTNING

Når sådanne foranstaltninger formaliseres i form af egentlige fredningsforpagtninger, hvor brugeren af arealerne mod erstatning kontraktligt forpligtiger sig til en bestemt driftsform for en given periode, kan de også formodes at være hensigtsmæssige i plejen af hele ejendommes eller landskabers småbiotopindhold. Et problem ved denne form for naturforvaltning er vanskeligheden ved at kunne fastholde den ønskede tilstand over tilstrækkeligt lange tidsrum. De løbende bevillinger, som den forudsætter kan blive offer for beskæring i perioder, hvor der skal spares på de offentlige budgetter. Og aftalen kan tænkes at bortfalde når ejendommen skifter hænder. Hvad det sidste angår vil en tinglysning af aftalen være foretrække, således at den følger ejendommen fremfor ejeren.

KONTROLLERET
NATURAFVIKLING

Men tilbage står det mest afgørende problem, der består i, at landbruget ikke længere eller kun i stærkt begrænset omfang (den v.jyske hegnsplantning, vildtplejen og sportsfiskernes biotoppleje) i sin nuværende form giver anledning til dannelse af nye småbiotoper. Så længe den tendens fortsætter, vil alle de ovennævnte forvaltningsinstrumenter kun kunne tjene til at holde hus med den fortsatte biotopafvikling. På dette felt begrænses naturforvaltningen til at være en registrering (i bedste fald en vis dæmpning i de bedste områder) af den fortsatte naturafvikling.

I sin strammeste form kan dette føre til, at man, som tilfældet er med de paragraf 43 beskyttede områder, slet og ret forbyder videre afvikling, subsidiært lader en given godkendelse betinge af, at der etableres en anden tilsvarende biotop på ejendommen. Men selv her er der i bedste fald kun tale om en bevarelse af status quo.

GENOPRETNING

Skal tendensen vendes, er det nødvendigt at finde midler, der kan udløse en etablering af nye småbiotoper. I stærkt begrænset omfang er dette allerede muligt indenfor amternes plejebudgetter. Eksempelvis er 800 m. af den nederste del af Kobæk, der afvander til Esrum Sø, for hovedstadsrådets regning blevet genetableret som åbent vandløb. Dette har været muligt, fordi ejeren selv udtrykte ønske herom. Indgrebet betød en betydelig forbedring af spredningsmulighederne mellem Esrom Sø og de højere oppe ad bækken beliggende vådområder. Men med de nuværende plejebudgetters størrelse vil den slags foranstaltninger fortsat kun kunne imødekomme en ubetydelighed af det samlede behov for forvaltning af biotopmønstret.

På finansloven er der iflg. Fredningsstyrelsen(1985a) årligt afsat 3 mio.kr. til i medfør af vandløbsloven at gennemføre restaureringer af vandløb på strækninger, hvis fysiske kvalitet ikker er i overensstemmelse med den fastlagte recipientkvalitetsmålsætning. Dette forekommer at være et ringe beløb set i forhold til behovet. Og endelig kan det ikke afvises, at sådanne foranstaltninger kan føre til spekulation og efterfølgende kapitalisering f.eks. via øget jagtleje.

Den hidtil gældende naturforvaltning synes således både omfangsmæssigt og instrumentelt at være utilstrækkelig til at hindre den omfattende forarmelse af småbiotopmønstret i agerlandet. Løsning af dette problem synes at kræve, at der foretages noget på begge områder, d.v.s. både en øgning af de offentlige midler og en udvidelse af styringsmidlerne. Vi skal begrænse os til at diskutere det sidste. Her kan man gå ad to veje: Dels udvide de allerede eksisterende, dels indføre nye styringsmidler.

14.3.2 Ændrede styringsmidler

UDVIDELSE AF PARAGRAF 43

En udvidelse af de allerede gældende styringsinstrumenters gyldighedsområde, især paragraf 43, har længe været diskuteret og har allerede (med ændringen i 1984) ført til udvidelser, hvor grænsen for vandhuller nedsattes fra 1000 til 500 kv.m., og hvor også større heder og strandenge kom med. Stadigt berettiger udviklingen i agerlandet dog til yderligere udvidelser, f.eks. en yderligere sænkning af arealgrænserne for de allerede omfattede biotoptyper og en inddragelse af endnu ikke beskyttede typer under ordningen.

Som omtalt i kap.6.2. er det udfra vor undersøgelse skønnet, at en grænse på 500 kv.m. for vandhuller bevirker, at 4/5 (i antal) af agerlandets søer og vandhuller ikke er beskyttet. Sænkes størrelsesgrænsen til 100 kv.m. vil skønsmæssigt et sted mellem 1/2 og 2/3 af disse biotoptypers antal være beskyttet.

SMÅSKOVE

Især ferske enge, gærder, diger og skovbryn har også været på tale. Vi ser dog ingen afgørende økologiske argumenter for ikke også at inddrage de tørre trædækkede areelle biotoper, hvilket stort set udgøres af remiser, beplantninger og bevoksninger, under paragraf 43. Sættes grænsen eksempelvis ved 0.5 ha. vil 17% af disse biotoptyper i vore undersøgelsesområder være omfattet. Med en grænse på 1000 kv.m. ville 53% være omfattet og med en grænse på 500 kv.m. 65%.

P.gr.a. de træbærende biotopers betydning for jagtpleje og vedproduktion burde man nok administere disse noget lempeligere, f.eks. være mindre ristriktiv m.h.t. plantning og fældning, og mere åben overfor dispensationer i den udstrækning, at etablering af erstatningsbiotoper kan garanteres.

HEGN OG DIGER

Størst administrativ og politisk vanskelighed vil formentlig være forbundet med at inddrage hegn og diger under en lignende beskyttelse. Det hænger sammen med, at disse biotoptyper i lighed med grøfterne, stadigt er relativt stærkt integreret i landbrugsdriften. Selvom plejeproblemer her vil være til at overse - pleje er kun i begrænset omfang nødvendig (jvnf.afsn 7.3.2), ligger der problemer i spørgsmålet om kontrol. Ikke alle biotoperne indenfor disse typer er aftegnet på 4.cm.-kortene, og nogle er vanskelige at identificere på flyfotos. En registrering af den nuværende udbredelse vil være et særdeles omfattende projekt.

SIKRING AF DE ÆLDSTE

Udelukket er det dog ikke, at en delmængde i praktisk ville kunnne indføjes under paragraf 43`s beskyttelse. Det kunne være nogle af de ældste og i landskabet mest prægnante eksemplarer af disse typer, f.eks. defineret som de af dem der er aftegnet allerede på målebordsbladene fra slutningen af 1800-tallet.

Et sådant kriterie ville kunne sikre alle de endnu eksisterende gamle sogneskelsbiotoper, der udover den kulturhistoriske betyding i kraft af deres relativt høje alder må formodes generelt også at have den relativt største naturhistoriske værdi. I vores undersøgelsesområder ville dette omfatte 49% af de idag eksisterende hegn og diger. De øvrige hegn og diger kan tænkes beskyttet dels ved en selektiv offentlig pleje dels ved fredningsforpagtninger og lignende foranstaltninger. Agger og Jensen (1982) foreslår 10 kriterier, der kan anvendes til at foretage den prioritering, som en sådan udvælgelse forudsætter.

BIOTOPER I EJENDOMSSKEL

En anden mulighed er at indføre et generelt forbud mod at nedlægge biotoper i ejendomsskel. Sikringen kunne tinglyses i forbindelse med fremtidige sammenlægninger af ejendomme. Som påvist i kap.12.1.1 vil et sådant påbud alene kunne sikre en tæthed af lineære biotoper på ca.5 km. pr. kv.km. landbrugsareal. Fortsætter strukturudvuklingen som i det seneste 10-år, vil der som følge heraf ske et fald på ca. 100 m. pr.år. I de af os undersøgte områder udgør biotoper i ejendomsskel 66% af de linieformede, 35% af de areelle, og 88% af alle ejendomsskel er biotopbærende.

Vesttyske undersøgelser (Haber 1981) viser, at aktionsradius for en række dyrearter, der lever i hegn, ligger på mellem 50 og 250 m.(se også kap.13.5.2.). På denne baggrund anbefales en hegnsafstand på 250 m., hvilket giver en markstørrelse på mindst 6.25 ha. og en hegnstæthed på 4-8 km.pr.kv.km..

DISPENSATION I STEDET FOR GODKENDELSE

Wejdling og Wejdling(1985) peger på, at praksis i forvaltningen af paragraf 43- sager afviger væsentligt fra den langt strammere behandling, der er lagt op til i forarbejderne til lovparagraffens indførelse. Derfor vil en tilrådelig ændring være at ændre forvaltningen fra i praksis at være en generel godkendelsesordning til at være en selektiv dispensationsordning. Det vil sige, at indgreb i princippet er forbudt, men at den enkelte lods-

ejer kan ansøge om og efter en nøjere vurdering i amtet, få tilladelse til at foretage visse konkret beskrevne indgreb.

Det vil være en fordel ved en sådan ændring, at den flytter bevisbyrden fra, at der (fra amtet) skal være argumenter for, hvorfor et givet indgreb vil være skadeligt, til at der (fra ansøgeren) skal være argumenter for, hvorfor det er uskadeligt. Det kan formodes, at ændringen vil lægge en generel dæmper på lysten til at nedlægge småbiotoper, uden at ordningen dog udelukker muligheden for, at enkelte konkrete småbiotoper kan nedlægges, hvor der er explicit behov herfor. En sådan stramning bør dog realistisk betyde, at der udvises stor fleksibilitet i dispensationspraksis, der hvor der kan stilles erstatningsbiotoper i udsigt.

GRÆNSE PÅ NUL

Såfremt en sådan ændring ledsages af en samtidig markant nedsættelse af størrelsesgrænserne (evnt. til nul, hvilket P.Vestergaard 1985 også er inde på), vil den formentlig indebærer en lettere administrativ behandling. Istedet for at amtet som nu i princippet skal have chek på alle biotoper af den delmængde, der nu er omfattet af den for tiden gældende bestemmelse (jvnf. de mange "paragraf 43-registreringer" omtalt i kap.1), vil man efter en ændring som foreslået alene skulle tage stilling til de enkelte sager (biotoper), efterhånden som de foreligger.

På den anden side kan det dog ikke afvises, at en sådan "nulstilling" vil øge de håndhævelsesmæssige problemer. Skal myndighederne kunne føre bevis for, at en overtrædelse har fundet sted, forudsættes det , at man inden har gennemført en eller anden form for registrering. Yderligere vil problemerne med, at beskyttede vandhuller af sig selv (gennem udtørring og tilgroning) kan "gro sig ud" af paragraffen, fortsat bestå.

Til disse ganske væsentlige spørgsmål finder vi at svaret må være: Til det første, at man for at få vendt udviklingen må acceptere, at der i en årrække vil ske en del bevidste men også upåagtede overtrædelser, indtil moralen og bevidstheden om den udvidede bestemmelses indhold og rimelighed har spredt sig i befolkningen.

KULTURPOLITISK ASPEKT

En vis tiltro til, at noget sådant vil kunne ske, kan hentes i det forløb, der er sket omkring paragraf 43`s virkning og accept siden

den blev indført i 1978. Her har en bevidst formidling af informationer om - og holdninger til småbiotopernes værdi haft betydning. Dette kulturpolitiske aspekt vil fortsat være vigtigt at tage op for at komme igennem med reguleringsforslag, der på den ene eller anden måde kan opfattes som indgreb i landmandens ejendomsret.

REGISTRERINGS-PROBLEMER?

Til det andet må svares, at problemerne med at foretage præcise og holdbare afgrænsninger, mht. hvilke biotoptyper og hvilke størrelseskategorier der er beskyttet, netop er et væsentligt argument for, at også andre biotoptyper kommer med ind under lovens beskyttelse, og at størrelseskriterierne gøres ensartede og sænkes. Kom alle småbiotoperne med ind under paragraf 43`s vinger, ville problemet med registrering og kontrol i vidt omfang kunne mindskes, fordi småbiotoperne allerede er- og jævnligt bliver "registreret" ved de systematiske flyfotograferinger af landet.

AFVEJNING AF SEKTORINTERESSER

På et mere generelt niveau diskuterer Enemark og Sørensen(1985) afvejningen af sektorinteresser overfor den sammenfattende planlægning, og kommer i den forbindelse ind på forhold, der er relavante for forvaltningen af småbiotoper i agerlandet.

De påpeger i den forbindelse, at en af forudsætningerne for, at sektorinteresserne kan varetages gennem regionplanen i princippet vil være, at der her tages højde for enhver tænkelig fremtidig arealanvendelse. Dette er problematisk, fordi man herved let kommer ud i enten et så detaljeret sæt af retningslinier, "at systemet bryder sammen", eller at styringen er for svag til reelt at sikre interesserne overfor kommune- og lokalplanlægningen i den efterfølgende enkeltsagsbehandling.

Derudover hæfter de sig ved det problem, at landbrugssektoren overfor andre sektorinteresser indtager en særstilling:

"Selvom denne sektor forvalter hovedparten af det åbne land, er administrationen efter landbrugslovgivningen ikke bundet hverken af regionplanen eller landbrugsplanen" (Enemark og Sørensen 1985,s.46).

INTEGRERET VARETAGELSE

For at overkomme disse problemer og herved bl.a. opnå en mere håndterlig og effektiv forvaltning også af naturressourcerne i det åbne land, foreslår E&S en planlægning og forvalt-

ning, der i højere grad tager udgangspunkt i en integreret interessevaretagelse, f.eks. i områder hvor der er problemer af landbrugsstrukturel karakter, og områder hvor rekreative og biotopmæssige forhold har behov for styring. Og de uddyber:

"I disse områder vil der være brug for en særlig aktiv og skabende planlægningsproces, der gennemfører ændringer i den faktiske arealanvendelse i overensstemmelse med de lokale behov og formulerede sektorinteresser.

En model for udvikling af denne planlægningsmetode kunne være en kombination af lokalplanlægning og jordfordeling. Der kunne således gennemføres en lokal forhandlingsplanlægning med baggrund og inspiration i jordfordelingsinstitutets tradition for lodsejernes aktive deltagelse.

Planlægningen skulle således søge at tilgodese såvel landbrugets behov for strukturudvikling som forbedring af vandløbsforhold, biotopstrukturer og rekreative forhold. Og planlægningens realisering kunne understøttes ved en kombination af landbrugets støtteordninger og rådighedsbevillinger for aktiv naturforvaltning."(Enemark&Sørensen,1985,s48)

Jordfordelingsinstitutets anvendelighed i denne sammenhæng diskuteres nøjere i Sørensen (1984). Også Achton(1986) er inde på disse tanker. Han hæfter sig ved, at der er tale om en på een gang frivillig, demokratisk og smidig procedure, der klares på det lokale niveau. Men han ser det som en forudsætning, at også amtskommunerne får mulighed for at rejse jordfordelingssager.

Til de forsøg som Achton gerne ser sat i værk på den nævnte betingelse, vil vi anbefale, at også forsøg på at inddrage andre brugergrupper (end amtet) i det lokale område bør afprøves. Dette vil muliggøre en mere nuanceret imødekommelse af de eksisterende behov, øge befolkningens engagement i naturforvaltningen og kontrol med at det der måtte vedtages også efterleves.

Vores konkrete ønskeliste til en ændring af de eksisterende styringsmidler kan således sammenfattes i følgende punkter:

1. Paragraf 43 ændres fra en godkendelses- til en dispensationsordning.
2. Alle areelle småbiotoptyper optages under paragraf 43, subsidiært at
3. størrelsesgrænserne gøres ensartede og

sænkes (evt. til nul),
4. alle ejendomsskel skal være biotopbærende,
5. alle linieformede biotoper, der eksisterede på ældste målebordsblad ind- føjes under paragraf 43.
6. Administrationen af alle ovennævnte punkter ledsages af en vidtgående dispensationspraksis, i de tilfælde hvor ejeren forpligter sig til at etablere erstatningsbiotoper.
7. At pleje indføjes i bestemmelsen så den pålægges den enkelte ejer, subsidiært at der skabes hjemmel for at det offentlige kan foretage en sådan.
8. Udvidet anvendelse af jordfordelingsinstituttet mht. at omfatte naturbeskyttelsesmæssige formål på en måde så også lokale brugergrupper gives indflydelse.

14.4 Elementer til en strategi

Efterlysningen af en sammenhængende og langsigtet økologisk baseret strategi for forvaltningen af naturindholdet i det åbne land har været fremført i flere sammenhænge. Den var et tilbagevendende diskussionsemne ved naturfredningsrådets spredningsøkologiske seminar (Naturfredningsrådet 1984). Og rådet leverer selv et bidrag til en strategiudvikling i forbindelse med diskussionerne af de naturfredningsmæssige interesser i landbrugets marginaljorder (Naturfredningsrådet 1985). Udviklingen af en strategi anføres også af Agger(1985) som en af de vigtigste opgaver for naturforvaltningsarbejdet i de kommende år. Men hvad er/kunne være indholdet af en sådan strategi?

BAGGRUNDEN

Baggrunden, som det turde være fremgået af de foranstående kapitler i denne rapport, er den forandring af både kvalitativ og kvantitativ art, der er sat ind og intensiveret i forbindelse med de seneste års industrialisering af landbrugsproduktionen og er affødt af de øvrige påvirkninger af miljøet fra andre aktiviteter i det industrialiserede samfund. Dette har overvejende betydet en negativ udvikling for naturressourcerne i landet- ikke mindst agerlandet. Samtidigt er der vokset et stigende behov frem for natur i forbindelse med friluftsliv (Agger m.fl. 1982).

Som et modstykke til denne udvikling i mil-

jøet er der sket en stærk udbygning af det offentliges muligheder for at kunne gribe regulerende ind (planlovreformens gennemførelse, etablering af institutioner til varetagelse af miljøadministration og undersøgelsesvirksomhed m.m.).

Endelig er behovet for overordnede retningslinier blevet yderligere aktualiseret af de verserende planer om indskrænkning af landbrugsproduktionen indenfor Fællesmarkedet (Kommissionen 1985) herunder indskrænkning af det dyrkede areal i Danmark. Miljøministeriet skønner, at mellem 10 og 20% af det dyrkede land kan forventes at skulle udgå af landbrugsproduktionen i de kommende måske 20 år. (Fredningsstyrelsen 1985a).

LANDSKABSØKOLOGI

Landskabsøkologi, der er et felt, der beskæftiger økologer, geografer og planlæggere, er ved at konstituere sig som en selvstændig videnskabelig diciplin. Og gruppen bag det herværende projekt har, ved at udvirke at Roskilde Universitetscenter stod som vært for det første seminar om landskabsøkologisk metodik under det internationale selskab for landskabsøkologi (IALE), ydet et praktisk bidrag til denne udvikling (se også Brandt og Agger 1984, Agger og Brandt 1984b).

LANDSKABET

Den centrale begrebsdannelse i landskabsøkologien er "landskabet". I seminarets metodiske hovedindlæg om "Udviklingen af en fælles undersøgelses- og kortlægningsmetodologi i landskabsøkologien" karakteriserede geografen G. Haase (Haase 1984) fra den østtyske "Neef" -skole vore dages landskabsbegreb som:

"The content and nature of a section of the geosphere predetermined by its natural supplies and influenced and changed - mostly in a long historical process - by society and advanced constantly by the actual utilization of the natural resources. Therefore, in landscape all forms of actions of biotic and abiotic components ruled by laws of nature interfere with socioeconomic ones, mainly with technical measures of land use."

Han problematiserer ældre tiders opdeling i naturlandskab og kulturlandskab, men fastholder samtidigt nødvendigheden af metodisk adskillelse af de naturmæssigt bestemte delstrukturer (Ty."Naturraumstruktur") fra de socioøkonomisk bestemte delstrukturer (arealanvendelsen), under hensyntagen til helheden i landskabet.

Han fremhæver endvidere som et af de fundamentale metodologiske problemer i landskabsøkologien, at de karakteristiske træk ved landskabets objekter (bestemt gennem naturlove) og arealstrukturen (bestemt via socioøkonomiske behov) er forenede. Grundelementerne i landskabet består derfor af sådanne forenede landskabselementer, der udover at besidde en vis naturrumsstruktur og funktion i en naturmæssig sammenhæng også udviser væsentlige samfundsmæssige funktioner, med direkte eller indirekte økonomisk betydning, og som gøres til genstand for en omformning (landskab) og/eller landskabsplanlægning.

Fra et mere biologisk synspunkt har Forman (Forman and Gordon 1981) defineret dette landskab som "a kilometers-wide area where a cluster of interacting stands or ecosystems is repeated in similar form", og de fortsætter:- "The landscape is formed by two mechanisms operating together within its boundary - specific geomorphological processes and specific disturbances of the component stands".

Økologen Naveh (1984), der inspireret af den tyske landskabsgeografiske tradition forsøger at opstille et konsistent begrebsapparat for indplacering af landskabsøkologiens genstand, kritiserer snæverheden i den af Forman opstillede strukturalistiske definition ved at påpege, at landskabet er det konkrete rumlige og tidslige udtryk for en funktionel og strukturel integration af biosfæren, geosfæren og teknosfæren i det overordnede humane økosystem. Det har økotopen som den mindste- og økosfæren som den største (globale) enhed.

ØKOTOPEN

Til beskrivelse af et dansk agerland med småbiotoper synes landskabsøkologien med den ovenangivne afgrænsning således at kunne være adækvat. I Haase`s terminologi er småbiotoperne en (tydeligvis særlig) form for landskabselement. I Naveh`s terminologi er småbiotoperne her økotoper, og agerlandet er en dynamisk enhed frembragt af- og under forandring af integrerede naturbetingede og kulturbetingede processer.

SAMMENFATTENDE PLANLÆGNING

Bragt i anvendelse vil en sådan landskabsøkologi manifestere sig i en sammenfattende planlægning. Men denne kan da ikke begrænses til alene at anskues, som en simpel fordeling af arealer mellem forskellige interessenter. Er den det vil dens væsen ikke være integrerende men disintegrerende planlægning, hvilket fysisk vil give sig udslag i en område-

defineret arealplanlægning, der fører til en specialicering i h.h.v. rene landbrugsområder og overvejende naturområder, der er blevet kritiseret fra flere sider (Brandt 1980, Primdahl 1982, Agger 1982, Bramsnæs 1984), en specialisering som det netop skulle være et af planlægningens hovedformål at undgå, og som allerede er godt på vej til at blive en realitet, f.eks. hvad angår vådområderne (som påvist af Wejdling og Wejdling 1985).

INTEGRERET PLANLÆGNING

Da det, der efterlyses, ikke er en samordning, men en integration, bør en sådan planlægning snarere end "sammenfattende" betegnes som "integreret planlægning". Når vi så yderligere tilføjer, at den skal være "økologisk baseret", er det ikke udtryk for, at vi mener, at produktionsfæren skal udelukkes, men en følge af, at netop hensynet til de naturbetingede fænomener (vilde arter, levesteder og naturbetingede processer) bør spille en langt større og integrativ rolle end hidtil. Sagt med andre ord er det en betoning af, at hensynet til den vilde flora og fauna, levestederne, spredningsmulighederne og de naturlige geologisk betingede strukturer og processer især i arealanvendelsesplanlægningen må ses i sammenhæng med den øvrige planlægning af samfundsmæssig (teknisk-produktionsmæssig-, økonomisk- og social-) art, som vi forventer alligevel i alle tilfælde vil foregå.

PRINCIPPER

Varetagelsen af en hensigtsmæssig integration af hensynet til småbiotoperne i en sådan integreret planlægning og forvaltning, forestiller vi os, bør baseres på en række principper, der dels kan udmøntes i strukturmodeller dels i nogle generelle pleje- og forvaltningsmæssige retningslinier, som skal præsenteres i det følgende.

14.4.1 Overordnede strukturmodeller

KORRIDOR-KERNEOMRÅDE MODELLEN

Den ene af de to strukturmodeller, der skal præsenteres, udspringer af erkendelsen af de tiltagende spredningsproblemer for flora og fauna i agerlandet. Modellen, som vi vil benævne korridor-kerneområde modellen, der allerede blev kommenteret i kapitel 13, er bragt i delvis anvendelse af Hovedstadsrådet (1982). Nogle problemer ved modellen er diskuteret i Agger og Brandt(1984a).

Denne model går i korthed ud på, at der for hvert planlægningsområde (amt, kommune, landskab) for hver hovedtype (akvatiske miljøer, fugtigbundsområder, lysåbne overdrev og træbevoksede områder) udpeges et mindre antal (3-10) større kerneområder, hvorefter de i planerne og disses opfølgning søges forbundet med korridorer.

VANDLØBS KORRIDORER

I diskussionen af de miljøbeskyttelsesmæssige interesser i landbrugets marginaljorder leverer Fredningsstyrelsen(1985) en god diskussion af, hvad vi kan kalde vandløbskorridorer. Det illustreres her, hvorledes korridor-kerneområde modellen kan integreres, så at den omfatter andre hensyn end til spredningsmulighederne såsom miljøbeskyttelsesmæssige og rekreative hensyn.

Den primære interesse i fredningsstyrelsens oplæg retter sig mod vandløbsbeskyttelsen. Her beskrives det, hvorledes enge langs vandløbet har en rensende virkning m.h.t. de næringsstoffer, der ellers tilføres vandløbet med afstrømningen fra de gødede marker. Men da vandløb (især de større) i reglen er beliggende i å-dale, som er landskabsstrøg, der i forvejen er relativt rige på småbiotoper (skræntskove, remiser, grøfter og vådområder), er det oplagt også at udbygge vandløbet med dets omgivelser til en egentlig spredningskorridor. Udover det egentlige akvatiske miljø må den i det mindste omfatte tilstødende fugtigbundsområder, men også gerne andre af de nævnte mere tørre hovedtyper. Dette så meget mere, fordi vandløb erfaringsmæssigt er en af de naturtyper, der tiltrækker relativt meget friluftliv (Jensen 1982).

På een gang vil udbygningen af vandløbskorridorer som beskrevet kunne sikre a) autentiske (primært landskabsbundne) kontinuerte strukturer, der b) kan indgå som element i en større beskyttelse af de akvatiske miljøer mod forurening, c) virke som spredningskorridor for især arter der er knyttet til vand og fugtig bund (men også andre arter - afhængigt af udformningen) og d) sikre opholds-, bevægelses- og oplevelsesmuligheder for friluftlivet.

Også Bergmann(1981) er inde på denne tanke. Idet han konstaterer, at summen af biotoper ikke nødvendigvis udgør et økosystem, efterlyser han det, han kalder "nytte orienterede økosystemer" i det åbne land. For at opretholde deres naturindhold kræver sådanne eksi-

stensen af kerneområder og fordelingsmønstre. Kerneområderne beskriver han som "økologiske celler med regenerationsevne". Fordelingsmønstret foreslår han bygget op omkring vandløbssystemerne.

SKOV OG HEGNS-KORRIDORER

På tilsvarende vis kan der tænkes i forbindelser mellem større skove i form af sammenhængende systemer af hegn og småskove. I højere grad end det er tilfældet med vandløbskorridorer, er der her tale om kulturbetingede småbiotop- og naturtyper. Derfor vil der her være større behov for integration med skov- og landbrug. Endvidere vil friluftslivets muligheder være stærkt afhængige af, at mønsteret af skov- og hegnskorridorer integreres med stisystemer og andre såvel juridiske som praktiske tiltag, der kan lette den offentlige tilgængelighed.

OVERDREVS-KORRIDORER

Korridor-tænkning omkring de lysåbne overdrev er med den nuværende arealanvendelse mere problematisk i selve agerlandet, med mindre den hænges op på vejnettet. Men såfremt forudsigelserne i forbindelse med udviklingen af marginaljorder holder stik, kan udviklingen af sådanne egentlige overdrevskorridorer blive et meget perspektivrigt planlægningsområde. Omend store politiske- og juridisk-administrative vanskeligheder må forudses.

Tilbagegangen af græsområder udenfor omdrift er som tidligere omtalt en af de for den samlede flora og fauna mest fatale ændringer, der er foregået i dette århundrede. Især angår dette de tørre overdrev og især Østdanmark. Det kan dokumenteres udfra landbrugets arealstatistikker og udfra registreringen af udbredelsen af visse indikatorarter såsom fugle og insekter (se f.eks. Kaaber 1980). I udbredte landbrugsområder f.eks. flertallet af de af os undersøgte, er rabatterne omkring vejene idag nogle af de eneste tørre arealer, der bærer en lysåben urtevegetation og dermed kan huse en del af den flora og fauna, der hørte de nu forsvundne overdrev til.

VEJSTRUKTUR-MODELLEN

Efter vor mening må dette føre til, at vejrabatter og de andre til trafikanlæg knyttede udyrkede arealer bør indtage en langt mere fremtrædende plads i naturforvaltningen, så vidt som en hensyntagen/integration med trafikanlæggenes andre samfundsmæssige funktioner tillader. Som det var tilfældet for vandløbskorridorerne er der flere gode grunde hertil.

ERSTATNING

For det første kan som allerede nævnt, de udyrkede arealer langs trafikanlæggene betragtes som "erstatningsbiotoper", der i nogen grad er istand til at fastholde noget af overdrevs- floraens og faunaens fortsatte eksistens i agerlandet.

KULTURHISTORISK VÆRDI

For det andet rummer også trafikanlæg (fortrinsvis bivejsnettet og kommunevejnettet) en især kulturhistorisk autencitet, fordi visse dele af vejnettet udgøres af gamle færdselsårer, som ofte har en synlig forbindelse til de vilkår for færdsel, som naturgrundlaget på stedet har givet gennem tiderne. De kan således være med til at fastholde en del af et landskabs både kulturhistoriske og naturbetingede identitet. Og den natur, der udfolder sig i forbindelse med disse, kan have såvel kulturhistorisk- (f.eks. gamle alleer) som naturhistorisk værdi, bl.a. udfra en formodning om, at i et stadigt mere ustabilt agerland vil de udyrkede arealer i forbindelse med vejanlæg som relativt stabile områder have (relativt) tiltagende betydning. Disse forhold er iøvrigt behandlet i Fredningsstyrelsen(1982).

PLEJEADGANG

For det tredie er trafikanlæg i vid udstrækning i offentlig eje og/eller genstand for offentlig pleje. Dette er i forhold til plejemulighederne i småbiotoperne iøvrigt enestående. I en vis udstrækning er denne mulighed allerede taget i anvendelse, ved at økologisk ekspertise har været bragt i anvendelse ved fastlæggelsen af reglementer for beplantning, græsslåning m.v. (se Vejdirektoratet 1978, 1979 og 1980 og Ødum 1977). Men der er næppe tvivl om, at disse reglers hensyntagen til naturen vil kunne styrkes yderligere.

TILGÆNGELIGHED

For det fjerde har vejenes omgivelser som naturforvaltningsobjekt den for friluftlivet uomtvistelige kvalitet, at de er tilgængelige. Dette argument kan yderligere understøttes af, at agerlandet har været og er inde i en udvikling, hvor det generelt bliver stadigt mere utilgængeligt for friluftlivet. I vores undersøgelse har vi kunnet dokumentere, hvorledes typen, markveje, har været- og er i markant tilbagegang. Dertil kommer de indskrænkninger i de udyrkede arealer, der er foregået i samme periode. Det åbne land er blevet mere lukket, som det anføres af Bramsnæs (1984).

BESKYTTELSES-

For det femte vil det, i lighed med tankerne

ZONE

om at udlægge enge langs vandløbene for at beskytte disse mod forurening, ikke være utænkeligt, at der findes situationer, hvor en marginaljordsafgivelse med føje kan ske op til større vejanlæg for at beskytte bagvedliggende landbrugs- og gartneri afgrøder, vådområder eller grundvandsretableringsområder mod forurening med bly, kvælstofoxider, vejsalt og fast affald fra trafikken.

BIOTOPTYPE I FREMGANG

For det sjette er vejrabatter en af de eneste småbiotoptyper i sikker fremgang. Den danske natur er dermed i stigende grad på vej til at udgøres af vejrabatter, hvorfor det er tid at gøre sig naturforvaltningsmæssige overvejelser i den anledning. Sammenføjet med en udbygning af stisystemer vil en sådan udbygning bredt kunne øge tilgængeligheden for alle rekreative brugere af det åbne land.

På et mere overordnet planlægningsniveau kan de to her diskuterede strukturmodeller tænkes samordnet med andre strukturmodeller, der er bestemt udfra andre forhold, eksempelvis modeller der har udgangspunkt i de kystnære områders problemer eller udgangspunkt i problemer omkring naturindholdet i de bynære arealer. Da sådanne dog ikke har været behandlet indenfor det her fremlagte projekts rammer, skal de ikke yderligere diskuteres her. Men vigtigt er det, at der sker en nuanceret afvejning af, hvilke dele af modellerne der skal lægges vægt på i det enkelte konkrete landskab. Det må afstemmes efter lokalområdets bl.a. kulturhistoriske og naturmæssige forhold.

14.4.2 Naturforvaltning på ejendomsniveau

Hvor de to omtalte strukturmodeller er overordnede på niveauet over-den-enkelte-ejendom, skal der i dette afsnit diskuteres ideer til, hvorledes en bedre småbiotopforvaltning kan gribes an indenfor den enkelte bedrift.

MINIMUM AF NATUR

Ideen om udfra økologiske overvejelser at fastsætte et minimum af naturindhold i agerlandet, rejses som et spørgsmål af Hansen (1984). Fra vesttysk side (Haber 1981) findes forslag til, hvilken biotoptæthed der minimalt skal være til stede, hvis en række af agerlandets almindelige dyrearter skal kunne klare sig. Den slags angivelser afhænger nødvendigvis stærkt af, hvilke arter der konkret er på tale. Men de må også afhænge

af biotopernes størrelse og kvalitet og af de berørte områders kulturhistoriske og landbrugstekniske forudsætninger. Udover at der derfor er tale om "et slag på tasken", kan man således ikke uden videre overføre f.eks. tyske grænseværdier til et dansk landskab. Da forholdene herhjemme endvidere endnu er dårligt undersøgt, må vi afstå fra at give kvantificerede bud.

I Frankrig har man ligesom i andre europæiske lande (BDR og Holland) i forbindelse med jordomfordelinger realiseret ideer af denne type. Mills(1983) anfører, at flora- og faunatilbagegangen har været langt mindre i Frankrig end i England. Som forklaring peger han på tre forhold: Genplantning af hegn efter jordomfordeling, fordeling af EF-regionalstøttemidler og opmuntring til varierede landbrugsproduktioner på mindre ejendomme i Frankrigs naturparker. Baudry og Burel(1984) beskriver, hvorledes der gennemføres økologiske konsekvensstudier forud for hver ny jordomfordeling, og hvorledes lodsejere og andre lokale beboere gennem en informationsvirksomhed søges inddraget i arbejdet.

STATUS QUO

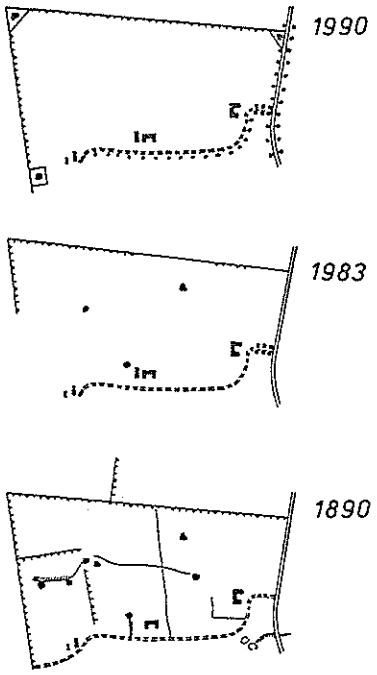
Hansen (1984) foreslår som et pragmatisk udgangspunkt, at det vedtages, "at der ikke må ske forværring i forhold til den nuværende situation, indtil vi ved mere om, hvor meget eller hvor lidt vi behøver. En sådan status quo-betragtning kunne måske sikre, at vi i de kommende omstillinger af en række tiltag i det åbne land ihvertfald ikke blev stillet ringere i vor valgfrihed overfor det åbne lands anvendelse, og den ville sikre, at den accelerende ødelæggelse af naturområder blev sat i stå."(N.O.Hansen (1984) p.71).

Indtil videre må en sådan status quo-betragtning mere betragtes som hvilende på et politisk end på et økologisk rationale. Og den giver på baggrund af det forelagte projekts dokumentation af småbiotopernes økonomiske (specielt landbrugsøkonomiske) funktionsbestemthed anledning til at diskutere spørgsmålet: Findes der tiltag, der vil gøre den idag eksisterende mængde af småbiotoper bedre istand til at opfylde dens landbrugsmæssige og naturbeskyttelsesmæssige formål? Svaret, Ja, ligger allerede implicit i de foregående afsnit. Her skal det søges konkretiseret. Nøglen til diskussionen hedder erstatningsbiotoper.

ERSTATNINGS-
BIOTOPER

En af de væsentligste årsager til, at der nedlægges småbiotoper er, som det er blevet påvist i vores undersøgelse (og andre), at de ved at "ligge i vejen" er til gene for markarbejdet. Dette forhold lægger op til at rejse spørgsmålet, om problemets løsning da ikke kan være en flytning fremfor en nedlæggelse af den generende biotop?

Fig. 14.2



At dette ihvertfald teoretisk kan være en løsning illustreres af Agger (1984b) (se fig 14.2). Her er det skitseret, hvorledes en ejendoms samlede indhold af biotoper kan bibeholdes, samtidigt med at problemet for markarbejdet løses. De areelle biotoper inde på marken kan eksemplevis flyttes ud i markhjørnerne, hvor man alligevel har svært ved at nå ind med de store maskiner, og hvor biotopen ved at bringes i kontakt med biotoperne i ejendomsskellet kommer til at ligge mindre isoleret.

Hermed er der også peget på, hvorledes en "erstatningsbiotopstrategi" (især knyttet til de areelle biotoper) med fordel lader sig sammenknytte med tiltag, der kan sikre bevarelsen af lødige småbiotoper i ejendomsskel (især af betydning for de lineære biotoper). I den forbindelse skal peges på vildtplantningen og læplantningsloven, der omfatter tilskud til kollektiv og individuel plantning. Dette instrument burde udvides til også at kunne omfatte tilskud til andre former for biotoppleje og biotopetablering.

YNGRE
BIOTOPER

En sådan model kan dog ikke anvendes ukritisk. Mest anvendelig er den, hvor der er tale om at erstatte en mindre og yngre biotop f.eks. en remise eller mergelgrav. Nok sker der et "tab af autencitet", og umiddelbart vil der ske et flora- og faunamæssigt tab, i og med at erstatningsbiotopen i de første år vil huse en fattig flora og fauna på næsten rå jord. Men ad åre vil der successivt indvandre flere arter, der gør at biotopen i sit indholds lødighed sagtens kan måle sig med, hvad den erstattede. Helst skal erstatningen og det den erstatter have lov at eksistere side om side i nogle år for derved at øge indvandringsmulighederne fra den gamle til den nye biotop. Sker etablering af erstatningsbiotoper på en ejendom over en årrække, kan landskabets samlede artsindhold forventes at stige, fordi der derved opstår en større biotopdiversitet - biotoper i forskellige successionsstadier - end tidligere.

ÆLDRE BIOTOPER

Er der tale om ældre biotoper, især oprindelige rester af ikke menneskeskabte naturområder (primært landskabsbundne biotoper), bør erstatninger kun overvejes, hvor alternativet er, at biotopen ellers slettes uden videre foranstaltninger.

Med den beskrevne fremgangsmåde er der tale om en pleje ikke nødvendigvis af enkeltbiotoper, men af biotopmønstret som sådan. Denne måde at forvalte biotopmønstret på den enkelte ejendom på behøver ikke at være bundet til, at erstatningerne sker type for type. Er en ejendom eksempelvis i forvejen rig på vildtremiser men uden vandhuller, kunne det muligvis være mere interessant, at få en nedlagt remise erstattet med et vandhul fremfor af endnu en remise.

REGULERING AF PRODUKTIONEN

Udover at regulere på selve biotopmønstret vil der kunne vindes meget m.h.t. bedring af naturindholdet på den enkelte ejendom, hvis der gribes mere direkte ind i selve landbrugsproduktionen. Eksempelvis vil der i flora og faunamæssig henseende kunne vindes meget ved at begrænse brugen af bekæmpelsesmidler i småbiotopernes umiddelbare nærhed. Tilsvarende kan begrænsninger i gødningsanvendelsen og i brugen af markvanding i en beskyttelseszone rundt om småbiotoperne bedre levevilkårene. Og mere vidtgående vil ændringer i afgrødevalg (især spørgsmålet om at sikre vintergrønne marker) og jordbehandling kunne have gavnende indflydelse.

Der knytter sig selvsagt meget store økonomiske og administrative problemer til en sådan indgriben i landbrugsproduktionens udfoldelsesmuligheder. For overhovedet at komme igang med at få disse bedømt har Center for Jordøkologi påtaget sig at igangsætte og koordinere det allerede i ka. 13 omtalte projekt, der skal vise mulighederne og begrænsningerne i at undlade anvendelsen af bekæmpelsesmidler i en beskyttelseszone op til hegn (Hald og Kjølholdt 1985). Og fredningsstyrelsen er inde i overvejelser af mulighederne for at oprette to eller flere "naturvenlige mønstergårde" (Fredningsstyrelsen 1985b). Inspirationen er hentet fra England, hvor Countryside Commission siden 1975 har været involveret i driften af 12 landbrug, hvor man, under fastholden af at driften fortsat skal give det almindelige afkast, søger konkret at demonstrere, hvor langt rationel landbrugsdrift og hensyn til naturen kan gå hånd i

NATURVENLIGE MØNSTERGÅRDE

hånd. (Cobham 1984).

En særlig kvalitet ved det engelske Demonstration Farm Project synes at være, at det forener et praktisk økologisk forsknings- og udviklingsarbejde med en meget konkret formidling af dettes resultater. For at sikre at resultaterne også er bæredygtige og for målgruppen overbevisende, er udpegningen af de landbrug, der indgår i projektet, sket i nært samarbejde med landbrugsorganisationerne. De involverede landbrugere har den endelige afgørelse af, hvor vidtgående forsøgene skal være. Og den udarbejdelse af 5- og 10 års planer, som forsøgevirksomheden på den enkelte gård er betinget af, omfatter ikke bare naturforvaltningen men også landbrugets tekniske og økonomiske forhold.

BRUGERLAUG

I større målestok kunne der eksperimenteres med naturvenlig drift indenfor f.eks. en regional naturpark (som een stor "mønstergård"). Men bedre end demonstrationer, som kun kan betragtes, er naturligvis som før nævnt en reel inddragelse af landmanden såvel som af de øvrige brugere af det åbne land i en planlægning, pleje og kontrol af lokalområdets naturressourcer. Forsøg på etablering af sådanne "brugerlaug" findes formentlig allerede flere steder i landet. De bør opmuntres, da de vil kunne udgøre et værdifuldt supplement til det offentliges indsats på området.

14.4.3 Småbiotopernes betydning for landbrugsproduktionen

I det foregående har alene småbiotopmønstret og naturindholdets afhængighed af landbrugsproduktionen været diskuteret. Dette har været en naturlig følge af den angrebsvinkel, der har været valgt i dette projekt. Men for at afrunde diskussionen om småbiotopforvaltningen som en del af en integreret planlægning bør også landbrugets afhængighed af småbiotopmønstret omtales.

LÆHEGN

Hvis den foreliggende viden om småbiotopernes udvikling og naturindhold betegnes som sporadisk, må den foreliggende viden om deres betydning for landbrugsproduktionen i Danmark nærmest betegnes som ikke eksisterende på en undtagelse nær, læhegnene.

Der foreligger en omfattende især ældre litteratur, der behandler læhegnenes gavnlige og skadelige virkning, især hvad angår disses indflydelse på mikroklima og afgrødeudbytter. En introduktion til dette emne, hvor dansk forskning har ligget i fronten, findes i Ugeskrift for Jordbrugs temanummer om læhegn (Ugeskrift 1976).

I vores undersøgelse (kap.7.3) har vi kunnet belyse spørgsmålet om de forskellige biotoptypers umiddelbare nuværende funktioner (ejendomsafgrænsning, vandafledning, recipientfunktioner og jagtlig betydning). Disse registreringer har i et vist omfang kunnet understøttes af andre forfatteres iagttagelser (Jensen 1982, Skriver 1981).

Men for de øvrige aspekter vedrørende småbiotopernes betydning for landbrugsproduktionen må vi ty til udenlandsk litteratur. Da emnet har betydning for diskussionen af, hvorledes der kan rettes op på det forskningsmæssige efterslæb på dette felt, skal der nedenfor gives et kort referat af de vesttyske artikler vi har fundet om emnet.

Til brug for samordningen af landbrugsmæssige og naturbeskyttelsesmæssige hensyn i det vesttyske jordomfordelingsinstitut (ty. "Flurbereinigung") beskæftiger Schemel og Englmaier (1982) sig i en review-artikel med betydningen for landbruget af det de kalder "naturnaher Kleinstrukturen", hvilket omfatter det, vi betegner som småbiotoper men også andre landbrugsmæssige marginaljorder f.eks. enge og overdrev. S&E`s ærinde er at undersøge, i hvilken udstrækning småbiotoperne kan have en positiv indvirkning på landbrugsproduktionen. Den positive betydning opregner de som værende:

- Som levested for nyttedyr,
- dæmpende på jorderosion,
- klimamodificerende,
- positiv indvirkning på vandhusholdningen og
- refugium for truede arter.

SKADEDYRS-KONTROL

Småbiotoperne tillægges her landbrugsmæssig betydning, især ved at de som levested for nyttedyr kan have en regulerende funktion, der kan hjælpe med til at bremse opformering af skadedyr. I den videnskabelige litteratur er der endnu kun beskrevet få eksempler på, at en sådan biologisk kontrol alene kan løse skadedyrsproblemet (hvilket dog delvis kan

skyldes, at de steder hvor det virker, sjældent vil påkalde sig behov for undersøgelse, al den stund at der da ikke er et "problem", der påkalder sig opmærksomhed.) Men det anføres, at i forbindelse med integreret skadedyrsbekæmpelse, hvor også kemiske, fysiske og biotekniske forholdsregler tages i anvendelse, er eksistensen af levesteder for nyttedyr en virkningsfuld og nødvendig forudsætning. En sådan integreret løsningsstrategi for skadedyrsproblemet forudses at få stigende betydning i fremtiden bl.a. på baggrund af de store problemer vi idag kan opleve med resistente stammer af skadedyr og forbrugernes frygt for sprøjtemiddelrester i landbrugsprodukterne.

Til den ofte fremførte indvending, at småbiotoper er spredningskilde for ukrudt og skadedyr, bemærker S&E, at dette nok kan iagttages i enkelte tilfælde, men at det generelt gælder, at småbiotoperne huser andre arter end markerne, og at den gavnende effekt af småbiotoperne langt opvejer de negative i så henseende. Med baggrund i den vesttyske litteratur opregner de en lang række af insekter, småpattedyr og fugle, hvis nyttevirkning har kunnet dokumenteres. Udover arter, der tager skadedyr som bytte, drejer det sig om andre "Nützlinge" såsom vilde bier og regnorme, der fra småbiotoperne kan spredes ud i de omgivende marker.

Skal denne positive betydning bringes i anvendelse, er en vis minimal biotoptæthed nødvendig. Til belysning heraf anfører S&E gennemsnitlige daglige aktionsafstande, indenfor hvilke en række nyttedyr i småbiotoperne normalt vil kunne bevæge sig ud i marken (afstand i meter):

Myrer	50	Musvit	50
Løbebiller	50	Rødr.Tornskade	50
Skrubtudse	150	Gulspurv	150
Firben	150	Skovspurv	300
Spidsmus	200	Husmår	1000
Pindsvin	250		

Disse daglige aktionsafstande, der ikke må opfattes som maksimale spredningsafstande (f.eks. i en ø-biogeografisk sammenhæng), peger endvidere på, at "mange småskove eller et net af hegn f.eks. læhegn er gunstigere for kulturlandskabets berigelse end få store skove af en tilsvarende samlet størrelse." (Schemel und Englmaier 1982 p 80).

MARKSTØRRELSE

I den videre diskussion af en ønskelig biotoptæthed kommer S&E ind på en omtale af de gængse markstørrelser i Tyskland. De anfører, at der ikke er rationaliseringsgevinster ved at sammenlægge marker, der når op over 20 ha. (dette er ikke fjernt fra de 18 ha. vi ud fra en teoretisk/empirisk betragtning fandt kunne være gældende gennemsnit for danske storbrug, jvf. fig.10.15). Da den gennemsnitlige brugsstørrelse i Tyskland angives til 15 ha. og den gennemsnitlige markstørrelse til 6-8 ha., anser de, selvom der lokalt kan være store afvigelser fra gennemsnittet, ikke dette problem som overvældende. (En hegnsafstand på 250 meter vil tillade marker på 6.25 ha.).

Danske undersøgelser (Landbrugets rationaliseringsfond 1971) peger i retning af, at rationaliseringsgevinsten ved forøgelse af markstørrelsen falder markant, når man når op over ca. 8 ha.. Men det må samtidigt påpeges, at denne grænse synes at ligge betydeligt højere, såfremt der indføres egentlig industrialiseret stordrift. Således angives i landbrugslitteraturen fra DDR helt andre tal for den optimale markstørrelse: 150-200 ha.(Krönert 1968). Selvom man i de senere år i DDR tenderer mod mindre markenheder, især for at mindske den naturmæssige heterogenitet bl.a. jordbundens forskelligheed indenfor de enkelte markflader (Schmidt 1976).

Taxis (1982) foreslår som et minimum, at for hver 10 ha. subsidiært for hver 300-400 m. bør agerlandet bære en ny afgrøde, og i gennemsnit bør 10-12% af agerlandet bestå af udyrkede arealer ("naturnahen Ökosystemen").

Småbiotopernes og især læhegnenes positive betydning for afgrøden og erosionsbekæmpelse gennemgås også. Men da dette er velkendt i et dansk forum, skal det ikke kommenteres nøjere her.

14.5 En integreret planlægning

Presset på agerlandets småbiotoper og deres naturindhold og på agerlandet og landets naturressourcer iøvrigt er idag så omfattende og mangesidigt, at naturforvaltningen er tvunget til at sætte ind på mange fronter. Mange tiltag er allerede igang, men skal

disse bære frugt, er det nødvendigt, at de mange enkelt-tiltag koordineres og integreres i en samlende (ikke opsamlende) plan.

INTEGRERING

Udfra de krav, som stilles til en forvaltning af de naturressourcer, der knytter sig til biotopmønstret, har vi i det foregående forsøgt at skitsere på hvilke måder en integrering kan foregå. Vi har her lagt vægt på, at naturforvaltningen i første række må forholde sig til den af landbrugsproduktionsudviklingen affødte tendens til aftagende stabilitet og tiltagende ensformighed i agerlandets naturindhold. Dermed er også sagt, at det især er i forhold til landbruget og landbrugs- og vandplanlægningen, at denne forvaltning må søges integreret.

GENERELT

På det generelle plan har vi påpeget, at det især er sikring af stabile udviklingsbetingelser for flora og fauna, der er behov for. Men samtidigt har vi understereget, at denne sikring må ske under skyldig hensyntagen til småbiotopernes samfundsmæssige funktion og autencitet.

KONKRETE MIDLER

Konkret har vi diskuteret mulighederne for med de eksisterende styringsmidler at løse disse opgaver. Her er vi nået frem til, at de langt fra er tilstrækkelige til at løse opgaven. Der er behov for en øgning af indsatsen ad de kendte baner og et klart behov for at udvide spektret af styringsmidler. Vi har her peget på betydningen af at udvide gyldighedsområdet for naturfredningslovens paragraf 43 til at gælde flertallet af de eksisterende småbiotoptyper. Og vi har påpeget de positive effekter, der kan forventes af at ændre paragraffens bestemmelser fra at være en godkendelsesordning til at være en dispensationsordning.

HENSYN TIL LANDBRUG

Som noget afgørende for ikke bare de politiske muligheder for at få gennemført en sådan stramning af den eksisterende forvaltning men også for den naturbeskyttelsesmæssige effekt er det påpeget, at denne forvaltning bør give rimeligt rum også for landbrugsproduktionens udfoldelsesmuligheder. F.eks. har vi hverken kunnet finde økologiske eller landbrugsproduktionsmæssige argumenter for det betimelige i at forbyde al videre nedlæggelse af småbiotoper i agerlandet. Derfor må det fastholdes, at der i de gældende og kommende bestemmelser skal være plads til at give dispensationer, det være sig både til landbrugsmæssig- og naturbeskyttelsesmæssig

side. På det tekniske plan drejer det sig om at åbne op for en langt mere vidtgående mulighed end hidtil for at etablere erstatningsbiotoper og etablere helt nye småbiotoper.

STRUKTUR MODELLER

For at styre og samordne en sådan forvaltning er en langsigtet strategi nødvendig. En sådan må omfatte både landbrugsmæssige, naturforvaltningsmæssige og andre samfundsmæssige forhold. Vi har skitseret nogle af de elementer, som forvaltningen af småbiotoperne kræver. På det overordnede plan har vi foreslået to strukturmodeller, som vi har kaldt kerneområde-korridor-modellen og vejstrukturmodellen. På niveauet, det enkelte brug, har vi skitseret, hvorledes biotopmønstret kan forvaltes ved en udstrakt anvendelse af erstatningsbiotoper parret med en særlig sikring af de biotopbærende ejendomsskel, en metode som dog ikke kan anvendes ukritisk under alle forhold.

MARKANVENDELSEN

Endelig har vi påpeget, hvorledes naturforvaltningen ikke alene bør begrænses til at angå forvaltning af småbiotoperne. Nedgangen i antallet af disse er trods alt kun "toppen af isbjerget" af det kompleks af faktorer, der samlet og generelt har betydet den forarmning af agerlandets naturindhold, vi har kunnet konstatere i den seneste menneskealder. Der er her tale om, at gribe regulerende ind i selve produktionen bl.a. i markanvendelsen, og de påvirkninger der bliver markerne, herunder de småbiotop-nære dele heraf, til del.

LANDBRUGS FORDELE

I den seneste tid er en vis "indblanding" fra naturforvaltningsmæssig side i den eksisterende landbrugsproduktion blevet mødt med en stigende forståelse fra landbrugssside. Omend man fortsat fastholder den enkelte brugers frie dispositionsret vedrørende driften. Det er derfor nødvendigt at påpege, at der på blot lidt længere sigt også vil være umiddelbare landbrugsmæssige fordele forbundet med en mere nænsom omgang med naturindholdet, hvilket erfaringer fra forvaltningen af landbrugsområder i Tyskland synes at vise.

PLEJEDE ENKLAVER

Som Muus (1980) påpeger, drejer naturbeskyttelsen sig i første række om at skaffe rum, til at naturen kan udfolde sig. I den foreliggende sammenhæng betyder dette, at sikre småbiotoperne. Men naturen befinder sig ikke bare her. Småbiotoperne er selv en integreret del af et landskab, der er "udtryk for en

funktionel og strukturel integration af biosfæren, geosfæren og teknosfæren". Derfor bør naturforvaltningen ikke begrænses til alene at angå det, som Muus sagtmodigt betegner som "forvaltningen af en samling nænsomt plejede enklaver". Naturen indgår som et aspekt i alle landskaber. Den er ikke begrænset til at befinde sig alene indenfor velafgrænsede små og større biotoper. Naturforvaltningen bør i princippet have sin opmærksomhed rettet overalt, hvor naturen er, og hvor den kunne befinde sig.

DEN SJÆLDNE NATUR

Langt hen ad vejen vil denne"brede"natur udgøres af almindelige og derfor "ordinære" arter og foreteelser. Af mange vil den blive opfattet ikke som "den bedste" men som den "næstbedste" natur. Som påpeget af Agger-(1979) er det dog urimeligt, at naturen skal være blevet sjælden, før den kan påkalde sig naturforvaltningens opmærksomhed. Den "næstbedste" natur er vigtig og ikke blot "den næstbedste". For uden den kan den "bedste" næppe bestå. Og for naturens funktion i produktions- og rekreationssammenhæng er det i reglen ganske almindelige arter og fænomener, der har betydning.

DEN ALMINDELIGE NATUR

En sikring af småbiotoper kan ikke garantere, at det ønskede naturindhold indfinder sig, men det kan skabe mulighederne for at den gør det, - undgå at det hindres.

15. KONKLUSIONER PÅ UNDERSØGELSEN

ELLESUMP

15. Konklusioner på undersøgelsen

I rapportens indedning (afsnit 1.3.) blev projektets mål beskrevet i 9 punkter. I dette kapitel skal indfrielsen af disse mål opsummeres punkt for punkt.

"1. At levere en udtømmende opgørelse og typificering af det samlede biotopindhold i de udvalgte undersøgelsesområder i Østdanmark."

Småbiotopbegrebet er i denne undersøgelse defineret som de små permanent uopdyrkede vegetationsbærende eller vanddækkede arealer inde i- eller mellem markerne, der har en udstrækning, der i længde overstiger 10 m. subsidiært har et areal på mellem 10 og 20.000 kv.m..

Med denne afgrænsning har det været muligt at give en så godt som udtømmende beskrivelse af alle de mange restarealer og smålokaliteter, der ligger udyrket hen i de 13 undersøgte østdanske agerlandsområder.

En vis usikkerhed mht. rimeligheden i valget af den øvre arealgrænse for de areelle biotoper er til stede. Fordelingen af arealstørrelser af disse (se fig 6.48 og 6.49) antyder dog, at grænsen er ganske velvalgt.

Især af hensyn til mulighederne for at inddrage kortmateriale i analysegrundlaget har det været nødvendigt at udarbejde et biotopklassificeringssystem, der ikke stred mod Geodætisk Instituts signaturanvendelsespraksis. Da denne (som har sin oprindelse i militære sammenhænge) ikke på alle punkter er hensigtsmæssig i den her foreliggende sammenhæng, har vi udbygget og underopdelt det kortsignaturerne står for i en række mere snævert afgrænsede biotoptyper. Denne underopdeling i ialt 39 småbiotoptyper, der tillader en højere grad af adskillelse af biotoper med forskellig oprindelse og økologisk og landbrugsmæssig funktion, er gennemgået i afsnit 3.2.2.

En nøjere beskrivelse af biotopindholdet i de 13 undersøgelsesområder er givet i afsnit 6.1.

"2. Udfra en hensigtsmæssig placering af undersøgelsesområderne at kunne levere et skøn over det samlede biotopindhold i større regioner/ hele det østlige Danmark."

Som indledning til undersøgelsen foretoges en underopdeling af det østlige Danmark på baggrund af tilgængelige statistikker af formodet småbiotoprelevans. De 11 valgte regionaliseringsvariable, der er præsenteret i afsnit 2.1, blev til formålet analyseret v.hj.a. to former for autoklassifikation. Den resulterende underopdeling i 8 småbiotop-regioner er vist i fig.2.10 og tabel 2.3. De 13 undersøgelsesområder valgtes i relation hertil (tabel 2.4 og fig.2.11).

Ved hjælp af detaljerede feltstudier i de 13 områder og ved hjælp af signaturaflæsning indenfor 249 over landsdelen jævnt fordelte 1-kvadratkilometer felter er biotoptætheder og samlet biotopindhold indenfor de 8 regioner opgjort (i hhv. tab.9.1 og 9.2).

Samlet er det skønnet, at hele landsdelen i 1981 indeholdt 45.000 km. linieformede biotoper og 78.000 areelle småbiotoper (tabel 9.4 og efterfølgende tekst). Hvilket (beregnet udfra tab.6.24, 6.25 og 9.4) svarer til 4.3% af landbrugsarealet. Ser vi på de enkelte småbiotoptyper er der dog ganske væsentlige regionale forskelle mht. biotoptætheden (tab.9.1).

En sammenligning mellem de 13 undersøgelsesområder og de 249 felter viser, at de førstnævnte ikke kan tages som et repræsentativt udsnit af det østdanske landbrugsområde. Der skønnes at være et overgennemsnitligt indhold af areelle småbiotoper i de 13 områder set i forhold til de 249 felter. Forskellen anses dog for at være ubetydelig i sammenligning med den systematiske afvigelse en kortbladsregistrering vil vise i forhold til det reelt eksisterende biotopindhold (se pkt.7).

"3. Gennem studier af ældre kort, luftfotos og feltstudier at kunne beskrive biotopmønstrets udvikling, dels bedømt udfra en samlet status til forskellige tidspunkter dels vurderet udfra enkelt-biotopers skæbne gennem den undersøgte periode fra slutningen af 1800-tallet frem til 1981."

Nettoforandringen i de 5 historisk undersøgte områders samlede indhold af forskellige

biotopkombinationstyper på 7 forskellige tidspunkter fra ca. 1884 til 1981 er vist i fig.8.3 til 8.11. Trækkes det mht. historisk udvikling stærkt afvigende Bøtø-område (landvindingsområde) ud, viser undersøgelsen (tabel 8.20) følgende nettoforandringer: Vejrabatter er reduceret til 72% af, hvad de var ved periodens begyndelse, grøfter og vandløb til 40% og hegn og diger til 59% af deres samlede længde. Moser er i antal reduceret til 40%, søer til 31%, hvorimod bevoksninger og beplantninger er gået frem. For alle areelle under et er antallet reduceret til 61% og det samlede areal til 90% af, hvad det var ved periodens begyndelse. Generelt gør det sig således gældende, "at de våde er gået mere tilbage end de tørre og de små mere end de større."

Disse nettoforskydninger i agerlandets samlede biotopindhold dækker dog over en langt mere omfattende forandring i biotopmønstret. Ved at følge skæbnen for hver enkelt lokalitet, der på et eller andet tidspunkt i perioden har været biotopbærende, har det kunnet vises, at kun 6% af de lineære- og 16% af de areelle biotoper har været uforandrede igennem perioden fra ca.1884 til 1981. De øvrige har enten skiftet type, er blevet oprettet eller er blevet nedlagt i periodens løb.

Endelig overlejres disse forandringer i biotopmønstret, der kan registreres på kort og fotos, med forandringer, der skønt de ikke umiddelbart kan iagttages med denne metode, alligevel kan have stor betydning for biotoperne som levested (følgerne af gødskning, afbrænding, pesticidanvendelse mv.).

Ser vi nøjere på udviklingen i den seneste snes år, og inddrager vi her også resultater fra andre undersøgelser, viser det sig, at denne udvikling er accelererende. Reduktionsraterne synes at være fordoblet indenfor de seneste 10-15 år. Fortsatte brugssammenlægninger og eksisterende dræningsbehov tyder på, at reduktionsraten tendentielt vil fortsætte med samme styrke århundret ud. Holder det stik, vil de lineære biotoper år 2000 være reduceret til mellem halvdelen og 2/3 af, hvad der var i 1981. Om udviklingen for de areelle er udviklingestendensen mere sammensat. Der kan skelnes mellem følgende typer:

A) typer i stærk tilbagegang: Våde areelle,

B) typer i moderat tilbagegang: Gravhøje og
C) typer i fremgang: Andre tørre areelle.

For de typer, der er i tilbagegang, har der været tale om noget nær en fordobling af reduktionsraten i de senere år. Samtidigt er øgningstakten, for de typer der er i fremgang, mindsket. Med mindre udviklingsbetingelserne ændres, vil med de nuværende trends antallet af de våde areelle i år 2000 kunne nå ned på 2/3 af antallet i 1981 og ned på 1/6 af, hvad det var 100 år tidligere. Den samlede tæthed af areelle vil år 2000 derimod kun være faldet med 10-15% i forhold til 1981.

Samlet bedømt kan det om den historiske analyse siges, at den har afsløret en moderat omend alvorlig tendens til, at det samlede småbiotopindhold er faldende. Dette angår især de våde biotoper og især det seneste årti. De landskabelige konsekvenser er nok alvorlige, men de økologiske konsekvenser for den vilde flora og fauna må nærmest formodes at have været katastrofale, idet den enkelte biotop er langt mindre stabil end en oversigt over et områdes nettoforskydninger mht. biotopindhold umiddelbart lader formode. En opstilling, der rang-ordner de enkelte biotoptyper efter deres stabilitet er forsøgt i fig. 8.12 og 8.13.

"4. Gennem feltiagttagelser og interviews med ejerne at kunne levere en beskrivelse af småbiotopernes nuværende tilstand og funktion."

For at kunne vurdere funktionen er der indledningsvis gjort et forsøg på at klassificere de enkelte biotoptyper efter deres herkomst (afsnit 7.3.1):

"Primært landskabsbundne biotoper" f.eks. moser, er biotoper, der både i deres type og beliggenhed overvejende er bestemt af naturforholdene ("rester af naturen"). Disse udgør arealmæssigt 27% af det samlede småbiotopareal.

"Sekundært landskabsbundne biotoper" f.eks. mergelgrave, er biotoper, der nok i deres lokalisering men ikke i deres type er bestemt af naturforholdene. De udgør 24% af det samlede småbiotopareal.

"Arronderingsbetingede biotoper" f.eks. skel og hegn er biotoper, der både i deres lokalisering og type primært er bestemt af ikke-naturmæssige forhold. De udgør 50% af det samlede småbiotopareal.

Dermed er ikke sagt, at de primært landskabsbundne biotoper ikke har været og er af betydning for menneskelige formål (tørvegravning, jagt mm.). Agerlandets småbiotoper er således i høj grad landbrugets værk. Enten er de direkte etableret i forbindelse med et landbrugsmæssigt formål, eller også er de eller har de været udsat for så dybtgående kulturmæssige indgreb, at deres udseende afgørende er præget heraf.

De funktioner som småbiotoperne opfylder kan karakteriseres som hhv. produktive funktioner, lokaliserings- og strukturmæssige funktioner og reproduktive funktioner.

Rent produktive funktioner, hvor biotopen leverer et stofligt input til produktionen, er sjældne. I undersøgelsen angår de kun 1-2% af småbiotoperne.

De vigtigste produktionsmæssige funktioner af småbiotoperne skønnes at være deres betydning for bortledning af vand og som recipient af affald. Det er oplyst at 1/3 af grøfterne og 2/3 af de mindre vandløb modtager drænvand, og at 4% af de areelle modtager fast affald. Ved feltundersøgelsen er der dog konstateret fast affald i 5% af de linieformede, i 26% af de tørre areelle og i 66% af de våde areelle småbiotoper. For de sidstnævnte synes denne frekvens at være uafhængig af biotopens størrelse, og dermed uafhængig af at naturfredningslovens paragraf 43 kræver en amtslig godkendelse af affaldsdeponering i vandhuller større end 500 kv.m. og moser over 0.5 ha.

Lævirkning (især for kvæget) fra trædækkede biotoper tillægges i interviewene betydning for 1/3 af hegnenes vedkommende, men også for en vis omend mindre del af de trædækkede areelle småbiotoper.

De lokaliseringes- og strukturmæssige funktioner synes dog udfra en samlet betragtning at være de betydeligste. Vejenes funktion for transport er indlysende. Men den omstændighed, at 9/10 af alle ejendomsskel er biotopbærende (og at 2/3 af alle linieformede og 1/3 af alle areelle er beliggende i ejen-

domsskel) viser vigtigheden af småbiotopernes funktion for markering af ejendomsgrænser.

Af de reproduktive funktioner synes jagten at være langt den vigtigste. Det skønnes, at der drives jagt på 90-95% af det undersøgte landbrugsareal. Jagtinstallationer er observeret i hver tiende areel biotop. Hensynet til jagtlige interesser anføres også som det hyppigste motiv for ønsket om at bevare småbiotoper. Æstetiske hensyn er et andet omend mindre hyppigt motiv for dette.

Men samlet synes flertallet af de idag eksisterende småbiotoper dog at være relativt betydningsløse. Det er kun 1/3 af småbiotoperne ejerne har givet explicit udtryk for, at de ønsker bevaret. Den omfattende opfyldning med affald og den næsten helt manglende pleje (kun synlig i 0.5% af de undersøgte småbiotoper) peger i samme retning. Da der i interviewene endvidere ofte er givet udtryk for at småbiotoperne kan være til gene ved markarbejdet (især mergelgrave) eller være besværlige at vedligeholde (grøfter og vandløb), stemmer dette godt overens med den generelle tendens til biotopfjernelse, som den historiske analyse har kunnet påvise.

"5. Udfra en sammenstilling af ovennævnte analyser sammenholdt med statistiske oplysninger og det gennem interviewene opnåede billede af ændringerne i landbrugsdriften, at kunne vurdere hvilken betydning disse har for biotopmønstrets tæthed og sammensætning samt vurdere mulige andre faktores indvirkning på dette."

Dette spørgsmål er søgt besvaret i kapitlet "Biotopbestemmende faktorer"(kap.10). Den klareste konklusion på denne del af undersøgelsen er, at det er en lang række til dels indbyrdes afhængige faktorer, der kan have indflydelse på småbiotopers etablering, bevarelse og fjernelse. Kompleksiteten i årsagssammenhængene gør, at materialet er af for beskedent omfang, til at der med statistisk signifikans kan foretages en sikker udpegning af kausale sammenhænge. Men en kvalitativ udredning af nogle af de væsentligste faktorer er dog skønnet mulig.

Den større tæthed af læhegn og til dels beplantninger på lette jorder viser den ene

af de to naturbetingede faktorer, der udfra det foreliggende kan antages at føre til biotopetablering. Den anden er landskabsrelieffet. Den omstændighed, at stærkt kuperede landskaber har relativ stor tæthed af især våde areelle biotoper og lav tæthed af især våde linieformede biotoper, peger på, at vi også her har at gøre med en naturgiven faktor af direkte og/eller inddirekte betydning for biotopetablering og måske især biotopbevarelse. Afvandingsforhold kan utvivlsomt også betragtes som en naturgiven faktor af stor betydning, men undersøgelsens form har ikke tilladt en særskilt vurdering heraf.

Men overvejende synes biotopmønstret og dets tæthed især at være betinget af direkte landbrugsmæssige forhold. Tætheden af både linieformede og våde arelle er klart størst på de mindre bedrifter (u.10 ha.). Omvendt er tætheden af areelle småbiotoper på de største bedrifter (o.100 ha.) mindre end på de øvrige bedriftsstørrelseskategorier (Tab. 10.5). Dette sidste hænger formentlig sammen med, at biotoper nedlægges i forbindelse med, at de enkelte marker gøres større, og til dels med at den relative længde af ejendomsskel (e.skellængde pr.ha.) er aftagende med tiltagende bedriftsstørrelse (Tab.10.10 og fig.10.17).

Endelig kan som småbiotopbestemmende faktorer også inddrages de biotopfunktioner som feltundersøgelsen fik indkredset: Især biotopernes betydning for vandafledning, transport og jagt.

Vurdering af urbaniseringsmæssige faktorer var oprindeligt et af undersøgelsens formål. Men dette er ikke gennemført, da de til dette formål specielt udvalgte områder (omkring Odense) af tidsmæssige årsager endnu ikke er oparbejdet.

"6. Gennem analyser af <u>træ- og buskvegetationens sammensætning at give en almen beskrivelse</u> af denne del af småbiotopernes naturindhold og at beskrive regionale forskelle og ligheder i denne."

Den stikprøvevise analyse af træ- og buskvegetationen i hhv. 1/10 af de linieformede og 1/5 af de arelle træ- og buskbevoksede biotoper viser, at der er fællestræk (stor forekomst af <u>Engriflet</u> <u>Tjørn</u> og <u>Almindelig</u>

Hyld) mellem de forskellige småbiotoptyper, men også klare forskelle, hvor de vigtigste biotoptypespecifikke arter er: For hegn: Syren og Slåen, for våde areelle: Båndpil og Gråpil, for tørre areelle excl.beplantninger: Ahorn, Ask og Bøg og for beplantninger: Rødgran og Fyr sp..

For de fleste arter kan der ikke i det foreliggende materiale spores tendenser til regionalt set skæv forekomst. Syren synes dog at spille en klart større rolle i de fynske områder og Glanspil og Båndpil en større rolle i de midtsjællandske områder end i de øvrige.

Alle biotopkombinationstyper rummer et væsentligt kontingent af selvspredte arter. Dette gælder især i de undersøgte hegn og i de våde areelle, i mindre grad i de tørre areelle og i ringe grad i beplantningerne.

En sammenligning med løvskovsbryn, viser at disse mht. artssammensætning har lighedstræk med agerlandets småbiotoper, uden at brynet dog lægger sig særligt tæt op ad en enkelt af de nævnte biotopkombinationstyper. Omvendt formuleret udgør agerlandets småbiotoper et væsentligt levested for et flertal af de oprindeligt hjemmehørende danske arter, der hører skovbryn til.

"7. Gennem det i punkterne 1-6 beskrevne arbejde at blive istand til at vurdere de forskellige metoders anvendelighed til formålet."

I og med at den gennemførte vurdering af de 13 udvalgte områders repræsentativitet, i forhold til de regioner de er beliggende i, er faldet negativt ud (områderne har et overgennemsnitligt indhold af areelle småbiotoper), kan den gennemførte regionalisering udfra tilgængelige statistiske data ikke umiddelbart anses for egnet. Imidlertid kan det ikke afvises, at hovedproblemet ligger i, at den valgte prøvestørrelse på 4 kv.km. har været for lille til dette formål.

Den manglende succes mht. at udskille egnstypiske biotopmønstre (kap.11) tyder på dette. Med henvisning til afsnit 10.1.2, hvor der kunne konstateres en bedre korrelation mellem relief og biotoptæthed i de 13

undersøgelsesområder a 4 kv.km. end i de 249 UTM-felter a 1 kv.km. konkluderes, at det ikke kan afvises, at en yderligere øgning af prøvestørrelsen (udover de 4 kv.km.) ville have givet en bedre korrellation. I samme sammenhæng anføres, at en anden afgrænsning af undersøgelsesområderne, således at grænserne istedet for at følge de biotop-arbitrære UTM-linier havde fulgt topografiske og/eller landbrugsmæssige strukturer, formodentlig også ville have givet bedre mulighed for at udskille karakteristiske biotopmønstre.

Det anvendte småbiotopbegreb og den foretagne klassifikation i 39 forskellige småbiotoptyper synes i og med , at der er opnået en udtømmende beskrivelse af så godt som alle udyrkede pletter, at have været egnet til formålet. Endvidere har denne biotoptypeklassifikation kunnet korrespondere med den af Geodætisk Institut anvendte klassifikation.

Et for praktiske formål afgørende problem består dog i, at den anvendte opmåling og klassifikation ikke svarer til den, der anvendes i forbindelse med forvaltningen af naturfredningslovens paragraf 43. Dette udgør især et problem i forbindelse med afgrænsningen af biotoptypen "mose". Vi har alene lagt vægt på, at mindre end 50% af biotoparealet skulle være dækket af vand, og at biotopen samtidigt skulle være beliggende i en naturlig lavning. Forvaltningen opererer derimod med tre kriterier (vedr. vandstand, humusindhold og vegetationssammensætning), der alle skal være opfyldt. Dette sidste sæt af kriterier kan dog i modsætning til vores ikke anvendes i forbindelse med en historisk analyse på baggrund af kort og flyfotos.

Endvidere er der problemer med biotoptypedefinitionerne, hvor vi har forsøgt at sammenligne vore resultater med andre forfattere (kap.12). Der hersker berettiget tvivl om, hvorvidt der overhovedet findes to undersøgelser, der anvender den samme biotoptypeafgrænsning. Hvilken afgrænsning, man vælger, må naturligvis afhænge af undersøgelsens formål. Er formålet som i vores undersøgelse at analysere den historiske udvikling i småbiotopernes mønster og tæthed, er det som vist vigtigt, at kunne skelne biotoper der er fjernet, fra biotoper der (blot) har skiftet type.

Den metode, der er valgt til at vurdere den

historiske udvikling baseret på kort og flyfotos, har, så vidt vi kan se, været den eneste mulige. Men dette betyder ikke, at den har været uden problemer. De mange komplicerede opdelings- og henvisningsprocedurer (afsn.4.3.2) har været nødvendige men samtidigt så tidskrævende at arbejde med, at den historiske analyse har måttet begrænses til noget nær en trediedel af, hvad der oprindeligt var planlagt.

Dertil kommer,at det har kunnet vises, at den bag kortudarbejdelsen liggende klassifikationsmetode, der har været anvendt af Geodætisk Institut, har ændret sig gennem perioden, på en måde så der ikke umiddelbart kan gøres udtømmende rede herfor.

Endvidere har de senest udgivne kortbladserier (4.cm.kortene) så ringe opløsningsevne, at en betydelig del af småbiotoperne af denne grund ikke er med på kortene. Skel er ikke aftegnet. Dog kan de være med i tilfælde af, at de er opstået af digers sammenfald eller grøfters tilfygning. 10-20% af markvejene og de våde linieformede synes i gennemsnit at mangle, hvilket også er tilfældet for 1/3 af de våde areelle og 1/4 af de tørre.

Kortene er altid mere eller mindre forældede i forhold til den nutid de anvendes i. Dette kan der repareres for (men kun delvis) ved samtidigt at inddrage flyfotos i analysen. Men også fotografierne lider af et forældelsesproblem (dog i reglen i mindre grad), og nogle biotoptyper kan være vanskelige at skelne (f.eks. skel omgivet af flerårige afgrøder og vandhuller i trædækkede biotoper).

Samlet må det om metoderne konkluderes, at den sikreste registrering opnås ved en samtidig anvendelse af både kort, fotos og feltregistrering. Dette gælder også, hvor man alene ønsker en registrering af det nutidige biotopindhold, idet kort og fotos er en værdifuld støtte, når man skal orientere sig i felten ikke mindst mht. opsporingen af de mindste biotoper.

Endnu en vigtig erfaring med den anvendte metode i den historiske analyse har været, at nettoforandringer i et områdes biotopindhold kun giver et begrænset billede, af de forandringer der er foregået. Netto-opgørel-

ser kan ikke afsløre en samtidig nedlæggelse og oprettelse af biotoper af en given type. Dette har klart kunnet vises i vores undersøgelse, fordi det her har været muligt at følge den enkelte biotopbærende lokalitets skæbne.

I beskrivelsen af småbiotopernes tilgængelighed (afsn.7.2) er anvendt tre beliggenhedstyper: Umiddelbart tilgængelig fra offentlig eller privat vej, inddirekte tilgængelig via anden biotop og utilgængelig. Denne beskrivelse, der primært har sigtet på at levere viden om friluftslivets adgangsforhold, har dog ikke kunnet anvendes til formålet, idet adgangsforhold er bestemt også af andet end dette simple strukturforhold. Denne del af undersøgelsen peger dog på, at et biotopmønsters grad af forbundethed, der er relevant for en vurdering af områdets spredningsforhold, kan bedømmes på denne måde, omend den i såtilfælde skal gøres mere nuanceret f.eks. skelne mellem tørre- og våde biotoper og mellem trædækkede og åbne biotoper.

Endelig kan det om form og indhold af interviewundersøgelsen konkluderes, at den har leveret informationer, der har været helt nødvendige for den foretagne indkredsning af de biotopbestemmende faktorer. Men den kunne have været bedre udformet. Dels er der indhentet mange oplysninger, det ikke har været værd at anvende, enten fordi de kun har kunnet afsløre helt banale forhold, der lettere kunne være studeret på anden måde, eller fordi de indhentede oplysninger har været for usikre (f.eks. vedr. jagtøkonomi).

"8. Udfra det iagttagne biotopmønster og de registrerede ændringer i dette og med støtte i den relevante litteratur at vurdere, hvilke konsekvenser dette har haft og vil få for de vilde dyr og planters levevilkår og for friluftslivets muligheder i agerlandet."

Skal man (som i kap.13) vurdere den flora- og faunamæssige betydning af forandringerne i biotopmønstret, må man gøre sig klart, at ændringer i småbiotopmønstret kun er een af kilderne til forandring - "toppen af isbjerget" af en langt mere kompleks helhed.

Udover forandringer i biotopernes type og tæthed foregår der for vor undersøgelse delvis usynlige ændringer i biotoperne for-

voldt af eutrofiering, pesticidanvendelse, vandstandssænkning, ændret græsningsmønster, afbrænding mm.. Men dertil kommer at floraen og faunaen i agerlandet først og fremmest er afhængig af, hvad der sker inde på selve den dyrkede mark.

Den eksisterende litteratur om naturindholdet i de forskellige typer af småbiotoper i agerlandet er sporadisk, og kvantitative undersøgelser af forandring i flora og fauna som følge af forandring af biotopmønstret er så godt som ikke eksisterende.

Af disse årsager må indfrielsen af det opstillede mål alene begrænse sig til en række generelle kvalitative udsagn.

Den forholdsvis eentydige tilbagegang af de våde biotopers antal og udstrækning må anses for at have haft drastiske følger for den akvatiske flora og fauna i agerlandet. Men det er ikke muligt at opgøre, hvor stor en betydning netop biotoptilbagegangen har betydet, og hvor meget biotopforringelsen og hvor meget forringede levevilkår i de omgivende marker har været årsag til. Udover selve biotoptilbagegangen er det kun følgerne af halmafbrænding og pesticidanvendelsen i markerne, som denne undersøgelse har kunnet berøre. Her er det med stor usikkerhed skønnet, at 1/5 af de linieformedes og 2/3 af de areelle biotopers vegetation er præget af afbrænding. Pesticidanvendelsens indflydelse er konstateret men ikke nøjere bestemt (afsn. 7.3.2.4).

På een gang bevirker det aftagende biotopindhold og de ændrede dyrkningsformer på markerne, at spredningen af dyr og planter mellem biotoperne bliver vanskeligere. Denne tiltagende isolation af bestanden i den enkelte biotop vil i det lange løb føre til en aftagende artsrigdom i denne. Lokalbestande vil fra tid til anden uddø som følge af natur- eller kulturbetingede forandringer. Sådanne "katastrofer" kan der bødes på, når der sker genindvandring fra en nabobestand. Men spørgsmålet om, hvornår dette lykkes, afhænger af biotopens grad af isolation.

Disse problemer peger på behovet for at beskytte småbiotoperne mod nedlæggelse og mod de fra markerne kommende påvirkninger og på behovet for at bedre spredningsmulighederne for dyr og planter i agerlandet.

Udover en vag konstatering af at en reduktion af agerlandets indhold af småbiotoper i de fleste tilfælde vil blive oplevet som en forringelse af de landskabelige værdier, og at disse såvel som de enkelte småbiotoper bliver mindre oplevelsesrige for friluftslivet i takt med at floraen og faunaen forarmes, er det kun påvisningen af, at markvejene er gået tilbage, og agerlandet dermed er blevet mere utilgængeligt, der i denne undersøgelse siger noget om konsekvenserne for friluftslivet. Men da også andre forhold især ændret afgrødevalg og tilbagegang af arealer udenfor omdrift har virket med til, "at det åbne land er blevet mere lukket", peger det på et stigende behov for at regulere adgangsforholdene i agerlandet.

"9. På denne baggrund at vurdere den kommende udvikling og diskutere hvilke forholdsregler der kan tages mod dennes negative konsekvenser."

Som det påvises i kap.12, tyder den seneste udvikling på, at småbiotoptilbagegangen er accellerende. Udover dermed at udtyndes ændrer biotopmønstret karakter fra at rumme mange, små og våde biotoper mod at bestå af færre, store og tørre biotoper. - Fra små vandhuller og hegn mod granplantninger og vejrabatter.

Hertil kan lægges, dels formodningen om at biotopmønstret kun reagerer med en vis trægghed på de årsaggivende landbrugsstrukturelle forandringer, dels visheden om at både gødningsforbruget og pesticidanvendelsen er i fortsat stigning. Begge tendenser peger på nødvendigheden af, at der gribes regulerende ind, hvis man fortsat vil fastholde/genopretter et blot nogenlunde righoldigt flora- og faunabillede i det danske agerland.

Udfra en umiddelbar betragtning kunne man efterlyse indgreb, der indebar en fastholden af en status quo tilstand mht. agerlandets biotoper. Dette ville dog næppe være gennemførligt og heller ikke ideelt. Tilstanden i et landskab kan opfattes som en ligevægt, der har indstillet sig mellem naturens indretning på stedet og den samfundsmæssige udnyttelse af samme område. I agerlandet er det - eller har det hidtil næsten udelukkende været landbrugsproduktionen, der har været

enebestemmende mht. denne udnyttelse. Af denne grund kan småbiotopmønstrets udvikling så at sige betragtes som "det fotografiske negativ", der afspejler landbrugets historiske udvikling.

Det biotopmønster, vi ser idag er således et øjebliksbillede af en dynamisk proces, hvor småbiotoper oprettes, forandres og nedlægges. Kun en mindre del af småbiotoperne kan overhovedet betragtes som rester af oprindelige (engang større) naturområder, og selv de er så godt som altid stærkt præget af kulturbetingede indgreb. De øvrige småbiotoper er i reglen af ung alder, skabt fordi de på en eller anden måde har haft en landbrugsmæssig funktion. Er funktionen opretholdt kan de bestå uforandrede i mange år, fordi deres tilstand om nødvendigt plejes. Bortfalder den oprindelige funktion (f.eks.som mergelgrav), kan biotopen få nye funktioner (f.eks. som vildtremise). Men ophører eller aftager betydningen af funktionerne, hvilket synes at være tilfældet med de fleste biotoper, vil de med en vis træghed efterhånden blive fjernet.

Biotoperne besidder også selv et (naturligt) udviklingspotentiale, der gør at de- og dermed også biotopmønstret med tiden forandres. Diger falder sammen, grøfter fyger til, søer udvikler sig til moser, og stort set alle småbiotoptyper, der ikke allerede er trædækkede, er til stadighed udsat for kolonisering med træer og buske.

Det afgørende at sikre kan derfor ikke være den enkelte biotop og dennes øjeblikkelige tilstand. Det afgørende må være selve mønstret af småbiotoper og dettes muligheder for fortsat at kunne udvikle sig i en stadig balance mellem naturbetingede og kulturbetingede påvirkningsfaktorer.

Status quo indgreb, der retter sig mod enkelt - biotoper, udgør et problem, fordi de vil kvæle den omtalte dynamik, og for at lykkes vil de kræve store ressourcer, dels til at give landbruget kompensation for tab af handlefrihed, dels til omfattende pleje der er nødvendig for at båndlægge det naturlige udviklingspotentiale i biotoperne.

Det adækvate svar synes at være at stræbe efter en naturforvaltning, der forholder sig fleksibelt, mht. hvilke biotoper der konkret skal nedlægges, etableres, opretholdes og

plejes, samtidigt med at der i de enkelte landskaber søges fastholdt et funktionsdueligt småbiotopmønster med et vist minimum af autencitet og tæthed.

Den foreliggende undersøgelse giver langtfra noget endeligt svar på, hvordan dette gøres, eller på hvor stort dette autentiske minimum skal være. Men på baggrund af de eksisterende mangler diskuteres (i kap.14), på hvilke måder de eksisterende forvaltningsinstrumenter kan udnyttes og forbedres.

Den overhovedet væsentligste småbiotopbeskyttelse, der består idag er naturfredningslovens paragraf 43, der kræver en amtslig godkendelse af indgreb i vandløb over en vis størrelse, vandhuller over 500 kv.m. og moser over 0.5 ha. Men disse størrelseskriterier bevirker, at det kun er en mindre del af disse naturtyper, der er beskyttet. 4/5 af vandhullerne og 88% af moserne i de undersøgte områder er således uden beskyttelse. Dertil kommer at loven kun i begrænset omfang overholdes, hvilket vores konstatering af fast affald i 2/3 af alle vådområder (uanset størrelse) viser.

Den eneste anden eksisterende beskyttelse, det er værd at nævne i denne opsummering, er beskyttelsen af gravhøje. Men også denne beskyttelse er af begrænset rækkevidde. I vore områder har vi kunnet konstatere, at deres antal går tilbage med ca. 1% pr år.

De øvrige småbiotoptyper nyder ingen særskilt beskyttelse. Især synes dette at være et problem for de linieformede biotoper. De er snævert knyttet til ejendomsgrænser, hvorfor deres fortsatte eksistens er yderst følsom overfor den videre sammenlægning af bedrifter, der i 1980`erne er oppe på det samme høje niveau som i 1960`erne.

Vores forslag til en forbedring af paragraf 43-instrumentet går på en sænkning af de gældende grænser, en udvidelse til også andre biotoptyper og en ændring af loven fra at være en godkendelsesbestemmelse til at være en dispensationsbestemmelse. I afsnit 14.3 opsummeres det i 8 punkter:

1. Paragraf 43 ændres fra en godkendelses- til en dispensationsordning.
2. Alle areelle småbiotoptyper optages under paragraf 43, subsidiært at
3. størrelsesgrænserne gøres ensartede og

sænkes (evt. til nul),
4. alle ejendomsskel skal være biotopbærende,
5. alle linieformede biotoper, der eksisterede på ældste målebordsblad indføjes under paragraf 43.
6. Administrationen af alle ovennævnte punkter ledsages af en vidtgående dispensations- praksis, i de tilfælde hvor ejeren forpligter sig til at etablere erstatningsbiotoper.
7. At pleje indføjes i bestemmelsen, så den pålægges den enkelte ejer, subsidiært at der skabes hjemmel for, at det offentlige kan foretage en sådan.
8. Udvidet anvendelse af jordfordelingsinstituttet mht. at omfatte naturbeskyttelsesmæssige formål på og en måde så også lokale brugergrupper gives indflydelse.

Endelig kunne som et 9`ende men meget vigtigt punkt tilføjes, at også områder som f.eks. ferske enge og overdrev, der ikke omfattes af vores undersøgelse, burde inddrages under paragraf 43 beskytttelsen.

Det er givet, at realiseringen af alle eller blot et udpluk af ovennævnte punkter vil føre til en væsentlig forbedring af floraens og faunaens eksistensvilkår i agerlandet, set i forhold til det der ellers er udsigt til. Men som tidligere anført er forholdende omkring småbiotopspørgsmålet kun toppen af isbjerget. Derfor er det ligeså givet, at meget vil kunne vindes ved også at regulere forholdene i småbiotopernes umiddelbare omgivelser. Det er således givet, at der vil kunne vindes meget ved at visse (alle?) småbiotoper blev omkranset af beskyttelsessoner, hvor der blev reguleret på gødnings- og pesticidanvendelsen og på drænings- og vandindvindingsforholdene.

På et mere overordnet plan må det være målet at småbiotopforvaltningen integreres i en sammenhængende og langsigtet økologisk strategi for forvaltningen af det åbne land. Vi levere ikke en beskrivelse af en sådan strategi men giver et bidrag ved at diskutere to overordnede modeller for opbygningen af et biotopmønster, der kan indgå som elementer heri.

Den ene, der betegnes kerneområde/korridormodellen, tager primært udgangspunkt i de flora- og faunamæssige spredningsproblemer i det moderne agerland. Der argumenters for tre typer: Vandløbs-, skov og hegnskorridorer og overdrevskorridorer.

Den anden, der betegnes vejstrukturmodellen, tager primært udgangspunkt i de problemer, der er forbundet med friluftslivets adgang til det åbne land. Der argumenteres for opbygningen af en udvidet småbiotopstruktur omkring især de mindre veje.

Men udfra en samlet betragtning vil det væsentligste naturligvis være at få udviklet en generelt mere "naturvenlig" landbrugsproduktion. Dvs. ikke alene søge at bedre levevilkårne for dyr og planter inde i småbiotoperne men også i de 95% af arealet, som optages af markerne. Dette sidste har ikke været genstand for analyse i den foreliggende undersøgelse. Men det er håbet at den alligevel kan bidrage til en mere indsigtsfuld diskussion af hvilke problemer, behov og muligheder, der knytter sig til naturindholdet i agerlandet.

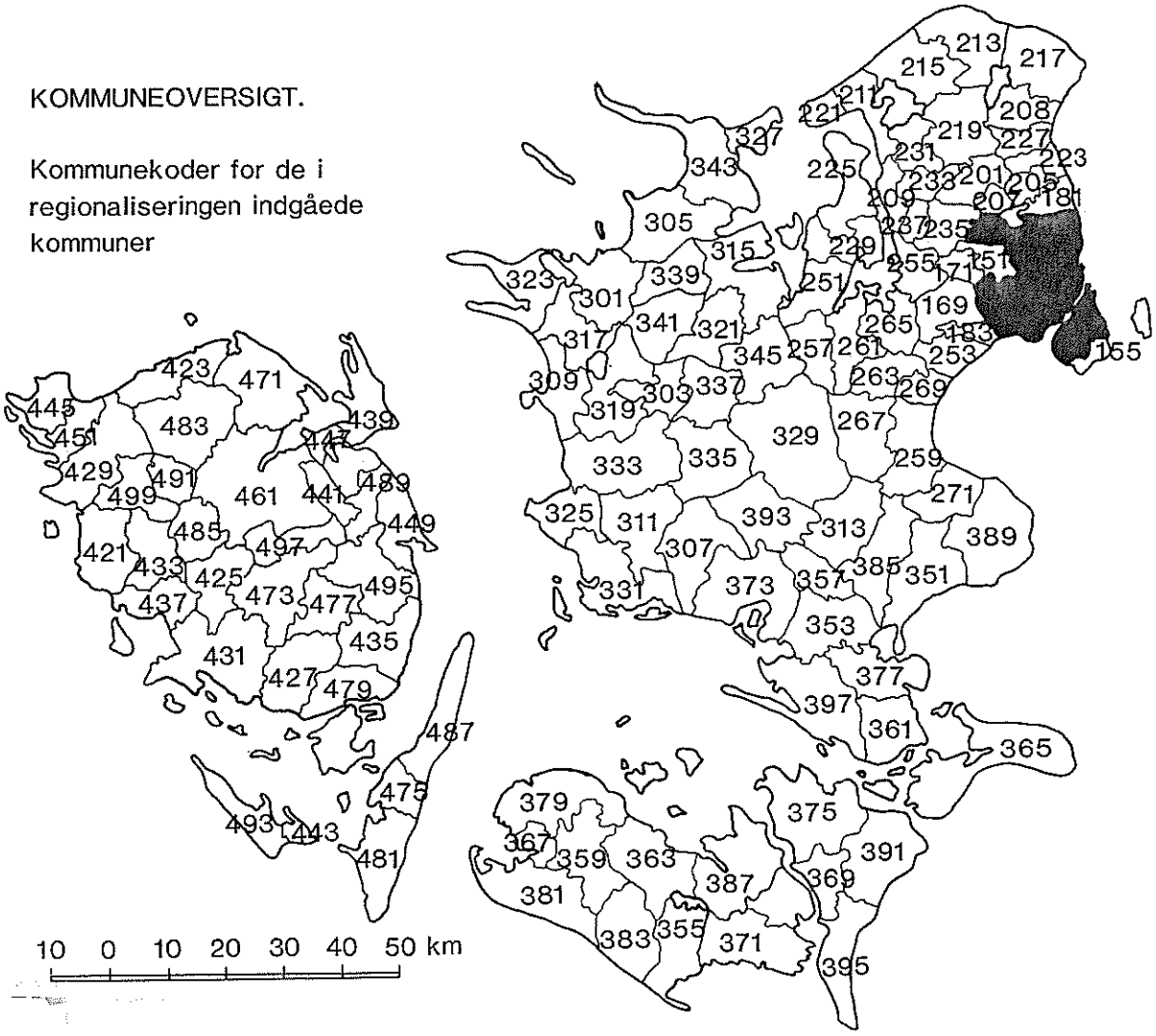
Dette kan ikke alene anskues, som en simpel fordeling af arealer mellem forskellige interessenter. Agerlandskabet må betragtes som en dynamisk enhed frembragt af- og under forandring af integrerede naturbetingede og kulturbetingede processer. Dette er småbiotopmønstret et levende udtryk for. Det bør hverken årelades gennem fortsat udtynding og opsplitning eller kvæles af rigide beskyttelsesforanstaltninger, men som en selvfølge drages ind i en integreret planlægning og forvaltning, der kan sikre dets trivsel på en måde, så det er til gavn for både landbruget, friluftsinteresserne og naturen.

BILAG 1,2,3,4 og 5

Bilag 1

KOMMUNEOVERSIGT.

Kommunekoder for de i regionaliseringen indgåede kommuner



STORKØBENHAVN

0151 Ballerup
0155 Dragør
0169 Høje-Tåstrup
0171 Ledøje-Smørum
0181 Søllerød
0183 Ishøj

KØBENHAVNS AMT

0201 Allerød
0205 Birkerød
0207 Farum
0208 Fredensborg-Humlebæk
0209 Frederikssund
0211 Frederiskværk
0213 Græsted-Gilleleje
0215 Helsinge
0217 Helsingør
0219 Hillerød
0221 Hundested
0223 Hørsholm
0225 Jægerspris
0227 Karlebo
0229 Skibby
0231 Skævinge
0233 Slangerup
0235 Stenløse
0237 Olstykke

ROSKILDE AMT

0251 Bramsnæs
0253 Greve
0255 Gundsø
0257 Hvalsø
0259 Køge
0261 Lejre
0263 Ramsø
0265 Roskilde
0267 Skovbo
0269 Solrød
0271 Vallø

VESTSJÆLLANDS AMT

0301 Bjergsted
0303 Dianalund
0305 Dreagholm
0307 Fuglebjerg
0309 Gørlev
0311 Haslev
0313 Haslev
0315 Holbæk
0317 Hvidebæk
0319 Høng
0321 Jernløse
0323 Kalundborg
0325 Korsør
0327 Nykøbing-Rørvig
0329 Ringsted
0331 Skælskør
0333 Slagelse
0335 Sorø
0337 Stenlille
0339 Svinninge
0341 Tornved
0343 Trundholm
0345 Tølløse

STORSTRØMS AMT

0351 Fakse
0353 Fladså
0355 Holeby
0357 Holmegaard
0359 Højreby
0361 Langebæk
0363 Maribo
0365 Møn
0367 Nakskov
0369 Nykøbing Fl.
0371 Nysted
0373 Næstved
0375 Nørre-Alslev
0377 Præstø
0379 Ravnsborg
0381 Rudbjerg
0383 Rødby
0385 Rønnede
0387 Sakskøbing
0389 Stevns
0391 Stubbekøbing
0393 Suså
0395 Sydfalster
0397 Vordingborg

FYNS AMT

0421 Assens
0423 Bogense
0425 Broby
0427 Egebjerg
0429 Ejby
0431 Fåborg
0433 Glamsbjerg
0435 Gudme
0437 Hårby
0439 Kerteminde
0441 Langeskov
0443 Marstal
0445 Middelfart
0447 Munkebo
0449 Nyborg
0451 Nørre-Åby
0461 Odense
0471 Otterup
0473 Ringe
0475 Rudkøbing
0477 Ryslinge
0479 Svendborg
0481 Sydlangeland
0483 Søndersø
0485 Tommerup
0487 Tranekær
0489 Ullerslev
0491 Vissenbjerg
0493 Ærøskøbing
0495 Ørbæk
0497 Årslev
0499 Årup

BIOTOPSKEMA

Initialer..... Felt.....

Dato..... UTM-længde.....

Biotop nr..... UTM-bredde.....

Biotoptype: ..... Kode:.....

Størrelse:

Længde (m).....
Bredde (m).....
Areal (kv.m).....
Niveau (m): Linieformet...../.....
v h
Areel.....

Vand:

Længde (m).....
Bredde (m).....
Areal (kv.m).....
Dybde (m): 0 - 1/4 ☐
1/4 - 1 ☐
over 1 ☐

Linieformet biotop:

Startsted: ☐ N ☐ NØ ☐ Ø ☐ SØ ☐ S ☐ SV ☐ V ☐ NV

Dækning over 50%
Højde af ved-veg.
Hvert hak= 20 m.: 1 2 3 4 5 6 7 8 9 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 0

Vedvegetationens gennemsnitshøjde:.....

- -

Areel biotop:

Arealfordeling i %:

Åbent vand ☐

Rørsump ☐

Ved-veg. ☐

Tør & uden ved-veg. ☐

Højde af vedvegetation:

Gennemsnit for hele biotopen.....

Maximum i hele biotopen:.....

Dominerende ved-veg.arter (over 20% dækning):.....
.....

Tilgængelighed: Direkte tilgængelig via off.vej/sti: ☐
Inddirekte t. via andre biotoper: ☐
Utilgængelig: ☐

Status og funktion:

	konstaterbar	arealet berørt over 1/20-1/3	over 1/3
stenaffald			
jordaffald			
grenaffald			
andet produktionsaffald			
SAMLET OPFYLDNING			
afbrændt			
afsvedet			
fældet			
slået			

Bemærkninger iøvrigt.....
.....

Vildtpleje: Fodring: ☐ Andet:.....

Bærer af elmast (antal).....

Jordbundstype:

- ☐ 1: Grovsandet
- ☐ 2: Finsandet
- ☐ 3: Grov lerbl. sand-/fin lerbl.s.jord
- ☐ 4: Grov sandbl. ler-/fin lerbl. sandjord
- ☐ 5: Lerjord
- ☐ 6: Svær lerjord/silt
- ☐ 7: Humus
- ☐ 8: Speciel j.type
- ☐ 9: Byzone

Vedvegetationsanalyse: Linieformet: 40 m. for hver 400 m.
Areel: Hver 5. bevoksede biotop.

Artsliste:
.....
.....
.....

Dominerende arter (over 20% dækning) i hele biotopen:.....
.....

Særlige bemærkninger:.....
.....

EJERSKEMA

Initialer.....

Dato.....

Skema nr.....

Felt.....

UTM-længde.....

UTM-bredde.....

Interviewperson:

Navn.....

Adresse.....

.....

.....

Alder..... Gods...

Status:

ejer ...

familie ...

forpagter...

bestyrer ...

andet ...

Størrelse:

Ejendommens totalareal (incl.sammenl.).....ha.

Heraf bortforpagtes.....ha.

Heraf under landbrugsproduktion.....ha.

Derudover forpagtes.....ha.

Afgrøder: Arter over 10% af samlet areal.

...hvede

...rug

...byg

...havre

...kartofler

...sukkerroer

...kålroer

...raps

...frø

...lucerne

...græs/kløver (i omdrift)

...eng (udenfor omdrift)

andet.....

antal markflader.....

skovareal.....ha.

Besætning:

Antal:

kvæg.....	grise:.....	heste:.....
heraf malke-.....	årsproduktion:	får:.....
heraf kødkv.....	fede-.....	andet:.....
	patte-.....	
Køer sat ud år:.....	søer.....	

Maskiner: Egen mejetærsker siden år ....

Lejet mejetærsker siden år....

Egen rendegraver siden år ....

Vanding:

Hvorfra tages vand?

1. Ledning:
2. Boring:
3. Småbiotop:
   nr.:

Hvor meget må tages:.....kb.m.

Hvorfra ønskes vand?

1. Ledning:
2. Boring:
3. Småbiotop:
   nr.:
4. Ved ikke:

Ansøgt om:....k.bm.

Jagt:

Drives der jagt på gården:

Er jagten lejet ud:

til forpagter:

til andre :

udlejet areal:.....ha.

Jagtlejens størrelse:

1960: Naturalier/ tjenesteyd. kroner.....

1970: Naturaliuer/ tjenesteyd. kroner.....

1980: Naturalier/ tjenesteyd. kroner.....

ønskes ikke oplyst:...

Rekreation m.v.

	Generelle forhold	Biotopspecifikke forhold								
Felt nr:										
Biot.nr:										
Rekreation: E:Ejer F:Familie,V:Venner A:Andre:										
Jagt										
motionsløb										
hundeluftning										
går tur										
fiskeri										
legeplads										
skøjteløb										
.....										
.....										
.....										
Generer andre ved:										
at ødelægge afgrøder										
genere kvæget										
.....										
.....										

Fredningsbestemmelser? Hvilken type fredning er der tale om?

.....

.....

Ekspropriationsplaner? Hvilken art (herunder driftsmæssige konsekvenser)?

.....

.....

STATUS OG FUNKTION

felt nr.:																	
biot.nr.:																	
FUNKTIONER																	
Lægiver																	
Ejendomsskel																	
Kvægvanding																	
Optynding af sprøjtemiddel																	
Modtager af drænvand																	
hussp.vand																	
ajle/ensil.																	
fast affald																	
Produktion af pyntegrønt																	
PLEJE																	
Slåes																	
Sprøjtes																	
Klippes																	
ER BIOTOPEN TIL GENE? Ved markarb.																	
Ønskes biot. fjernet?																	
Ønskes biot. bevaret? Af:																	
Jagthensyn																	
Prod.hensyn																	
Æste.hensyn																	
Ejend.afgr.																	
Svær at fjerne																	
Anden grund																	

Bilag 4

DATABASENS OPBYGNING OG UDVIKLING AF EDB-PROGRAMMEL

Bilag 4. indtastnings- og formatterings-programmer.

En overordnet oversigt over småbiotopprojektets centrale databehandling er vist på fig. 1.

Behandlingen er i hovedtræk foregået på følgende måde: På grund af datamaterialets uensartede karakter og opbygning er der udarbejdet 3 særlige dataindlæsnings-programmer, som tillader indkodning direkte fra feltregistrerings skemaer, interviewskemaer og historiske registreringsskemaer. Udarbejdelsen af disse ganske omfattende programmer er foregået på geografiafdelingens HP 9830A-minidatamat.

Fordelen ved disse programmer er dels, at det derved har kunnet undgås at udarbejde egentlige hulleforlæg med de mange fejlkilder, dette ville kunne medføre, og dels at indlæsnings-prodeduren både er blevet forenklet og gjort mere hurtig og sikker, idet en række kontrol- og kopieringsfunktioner er lagt ind i indlæsnings-programmerne, ligesom generel korrektur på de indlæste data har kunnet foregå umiddelbart i tilknytning til indkodningen.

Rådata fra indkodningen er opsamlet på kassettebånd. Minidatamaten styrer ligeledes formatteringen ved udhulning på hullestrimmel på en puncher tilknyttet anlægget. Herved smidiggøres formatteringen således, at korrektioner løbende har kunnet tilpasses det database-programmel, der har været under udarbejdelse.

Hullestrimlerne indlæses på datalogiafdelingens RC 7000-anlæg, hvorfra det transmitteres til RECku og lagres på rådatafiler.

Ved hjælp af SIMULA-programpakken "Biotoppakke" konverteres og omformatteres rådatafilerne til en egentlig database, der gør det muligt at arbejde med alle data vedrørende biotopprojektet uden at behøve at specificere, hvorledes de ønskede data er organiseret på baggrundslageret.

Bil. 4 . Beskrivelse af klassen BIOTOPPAKKE

SIMULA-klassen BIOTOPPAKKE gør det muligt at arbejde med alle data vedrørende biotopprojektet, uden kendskab til dataernes organisering på baggrundslageret.

Alle undersøgelsens data er organiseret omkring to hovedemner:

- BIOTOP
- EJER

hvor BIOTOP dækker over de oplysninger, der er specifikke for en given biotop, medens EJER dækker over de oplysninger, der stammer fra interview af udvalgte biotopers ejere. Alle oplysninger skal derfor hentes via en biotop eller en ejer.

Følgende procedurer i BIOTOPPAKKE giver adgang til oplysninger om en biotop eller en ejer:

```
ref(biotopid) procedure naestebiotop;

ref(biotopid) procedure findbiotop ( omrnr,
              feltnr,biotopnr, biotopdel);
              integer omrnr, feltnr, bio-
              topnr;  biotopdel;

ref(ejer)     procedure naestejer;

ref(ejer)     procedure hentejer(id);
              integer id;
```

Procedurerne naestebiotop og naesteejer giver henholdsvis en biotop eller ejer retur, hvor biotoper og ejere tages en ad gangen sekventielt. Når der ikke er flere objekter returneres NONE.

Af hensyn til effektiviteten indeholder de objekter, der gives retur, et minimum af information. For at få adgang til dette skal brugeren explicit bede om det.

Findbiotop returnerer en biotopidentifikation for den opgivne biotop. Hvis biotoper ikke findes returneres NONE.

Hentejer returnerer en given ejer identificeret ved id (se beskrivelsen af klassen STATUS).

I den efterfølgende beskrivelse af klasser er kun brugerrelevante attributter medtaget.

De to eneste klasser brugeren umiddelbart kan komme i berøring med, via de to føromtalte procedurer er BIOTOPID og EJER.

class BIOTID

```
LINK CLASS BIOTOPID;
BEGIN
   INTEGER ARRAY BIOTOPIDDATA(1:4);
   INTEGER BIOTOPTYPE;

   REF(BIOTOP) PROCEDURE BIOTOPOPL;
   REF(VED) PROCEDURE VEDOPL;
   REF(HEAD) PROCEDURE HISTOPL;
   REF(HEAD) PROCEDURE EJERE;

END;
```

Klassen har link som præfix, da den (som senere beskrevet) vil kunne indgå i lister.

BIOTOPDATA indeholder fire tal, der tilsammen identificerer den givne biotop. De fire tal er i rækkefølge: Områdenummer, feltnummer, biotopnummer og evt. biotopdelnummer.

BIOTOPTYPE angiver, om det er en lineær biotop (1) eller en areel biotop (2). Såfremt der ingen biotopdata findes, har den værdien 0.

Resten af oplysningerne om biotopen bliver først tilgængelig, når brugeren explicit beder om det, hvilket gøres ved følgende procedurer:

BIOTOPOPL giver et objekt retur, der beskriver biotopen. Hvis der ikke er yderligere data, der beskriver biotopen (fordi den kun er medtaget som historisk biotop), returneres NONE.

VEDOPL vil returnere et objekt, der beskriver vedvegetationsanalysen, hvis denne har været foretaget for denne biotop; ellers vil NONE blive returneret.

HISTOPL giver en liste af objekter, der indeholder de historiske data. Biotopen beskrives historisk af mere end ét objekt, hvis

den i fysisk udstrækning har ændret sig væsentligt igennem det tidsrum undersøgelsen beskæftiger sig med. En biotop beskrives altid af mindst ét objekt.

Ejere giver en liste af ejer-objekter retur. Hvis biotopen ejes af mere end én ejer, gives et objekt pr. ejer. Har der ikke været foretaget interview af denne biotops ejer(e), returneres en tom liste. Der er maximalt 5 ejere til en biotop.

class BIOTOP

```
CLASS BIOTOP;
BEGIN
   INTEGER ARRAY BIODATA(1:44);
   REF(HEAD) STATUSOPL;
END;
```

BIODATA er en tabel med følgende 44 elementer:

1 Identifikationskode (=1)
2 Områdenummer
3 Feltnummer
4 UTM-længdens 3 første cifre
5 UTM-længdens 2 sidste cifre
6 UTM-breddens 4 første cifre
7 UTM-breddens 2 sidste cifre
8 biotopnummerets tal-del
9 Biotopnummerets bogstavdel, angivet på følgende måde:
A=1 C=3 E=5 G=7 x=8
B=2 D=4 F=6 y-9
10 Biotoptype

Ved linieformede biotoper angiver element 11-24 følgende:

11 Biotoplængde, angivet i meter
12 Biotopbredde, angivet i meter x 10
13 Niveau på venstre side, angivet i meter x 10
14 Niveau på højre side, angivet i meter x 10
15 Vandlængde angivet i meter
16 Vandbredde, angivet i meter x 10
17 Vanddybde: 0-1/4 m = 1, 1/4-1 m = 2, over 1 m = 3
18 Retningsangivelse for niveaubedømmelse:
N = 1 Ø = 3 S = 5 V = 7
NØ = 2 SØ = 4 SV = 6 NV = 8
Ingen angivelse = 0
19 Gnst. højde af vedvegetation, angivet i meter x 10

20 = 0 (bruges ikke)
21 = 0 (bruges ikke)
22 = 0 (bruges ikke)
23 = 0 (bruges ikke)
24 = 0 (bruges ikke)

Ved arellle biotyper angiver element 11-24 følgende:

11 Biotopareal, angivet i kvadratmeter
12 Niveauforskel, angivet i meter x 10
13 Biotopens vandareal, angivet i kvadratmeter
14 Vanddybde: 0-1/4 m = 1, 1/4-1 m = 2, over 1 m = 3
15 Areal med åbent vand: angivet i % af samlet areal. 99 skal læses som 100 %
16 Areal med rørsump: som ovenfor
17 Areal med vedvegetation: som ovenfor
19 Gnst. højde af vedvegetation: angivet i meter x 10
20 Max. højde af vedvegetation: angivet i meter x 10
21 Første dominerende vedvegetationsart: angives som artens nummer i "Træer og buske i skov og hegn"
22 Anden dominerende vedvegetationsart: som ovenfor
23 Tredje dominerende vedvegetationsart: som ovenfor
24 Fjerde dominerende vedvegetationsart: som ovenfor

25 Tilgængelighed: Dir. tilg. = 1, indir. tilg. = 2, utilg. 3
26 Stenaffald: Intet = 0, Konstat: 1, 1/20-1/3 = 2, over 1/3 = 3
27 Jordaffald: Som ovenfor
28 Grenaffald: som ovenfor
29 Andet produktionsaffald: Som ovenfor
30 Husholdningsaffald: Som ovenfor
31 Samlet opfyldning: Som ovenfor
32 Afbrændt: Som ovenfor
33 Afsvedet: Som ovenfor
34 Fældet: Som ovenfor
35 Slået: Som ovenfor
36 Bemærkninger o øvrigt til status og f.: ja=1, nej=0
37 Vildtpleje. Fodring: Ja=1, nej=0
38 Vildtpleje. Anden pleje: ja=1, nej=0
39 Antal elmaster: Antal, angives over 8, eller "mange": =9
40 Jordbundstype: DDJ-type 1 til 9
41 Vedvegetationsanalyse: ja=1, nej=0
42 Særlige bemærkninger: ja=1, nej=0
43 1ste registrator: Eilif=1, Jesper=2, Martin=3, Peder=4, Søren=5
44 2en registrator: Som ovenfor.

STATUSOPL er en liste af objekter af klassen STATUS, som beskriver ejerne af denne biotops status & funktionsoplysninger. Hver ejers oplysninger gives i selvstændige objekter. Der kan maximalt være 5 objekter. Hvis der ingen ejere har været interviewet, vil listen være tom.

class_EJER

```
LINK CLASS EJER;
BEGIN
   INTEGER ARRAY EJERDATA(1:50);
   REF(HEAD) PROCEDURE EJERENSBIOTOPER;
END;
```

Klassen har link som præfix, da objekter af den gives retur som elementer i en liste, ved kald af EJERE I BIOTOPID.

EJERDATA er en tabel med følgende 50 elementer:

1 Identifikationskode (=6)
2 Områdenummer
3 Længde (m/lo) af 1. ikke-biotop-skel
4 Længde (m/10) " 2. " " "
5 Interviewspersonens alder
6 Interviewpersonens status:
ejer = 2 forpagter = 3 andet = 5
familie = 2 bestyrer = 4 uoplyst =-9
7 Ejendommens totalareal: angivet i hektar x 10
8 Bortforpagtet arela: Som ovenfor
9 Andel af arealet under landbrugsprod.: Som ovenfor
10 Yderligere tilforpagtet areal: Som ovenfor
11 1. afgrøde: angivet ud fra følgende kode:

Hvede = 1	Kartofler = 5	Frø = 9	Ærter = 13
Rug = 2	Foder (suk)roe = 6	Lucerne = 10	Majs = 14
Byg = 3	Kålroer = 7	Græs/kløver = 11	= 15
Havre = 4	Raps = 8	Eng u.o. = 12	Uoplyst = -9

12 2. afgrøde: Som ovenfor
13 3. " " "
14 3. " " "
15 4. " " "
16 5. " " "
17 6. " " "
18 8. " " "
19 Antallet af markflader (incl. eng)
20 Skovareal: angivet i hektar x 10
21 Samlet kvægbestand

22 Antal malkekvæg
23 Antal kødkvæg
24 Årstal for udsættelse af køer
25 Antal grise
26 Årsproduktion af fedesvin
27 Årsproduktion af pattegrise
28 Antal søer
29 Antal heste
30 Antal andre husdyr
31 Årstal for første køb af egen mejetærsker
32 Årstal for første leje af mejetærsker
33 Årstal for første køb af rendegraver
34 Der vandes fra ledning: Ja=1, nej=0
35 Der vandes fra boring: Ja=1, nej=0
36 Vanding fra småbiotop: Angivlese af biotopens taldel
37 Vanding fra småbiotop: Angivelse af bionummerets bogstavdel, angivet på følgenmåde:
38 Tilladt vandindvindingsmængde: angivet i 1000 m^3
39 Ønskes vanding på bedriften: Ja=1, nej=0
40 Jagt på bedriften: Ja=1, nej=0
41 Udleje af jagtretten: Nej=0, Forpagter=1, Andre=2
42 Jagtrealets størrelse: angives i hektar x 10. Såfremt jagtarealet omfatter hele ejendommen, angives værdien '1'
43 Opmålt ejerareal inde i området (ha x 10)
44 Opmålt forpagtet areal inde i området (ha x 10)
45 Jagtlejens størrelse i 1980, Angivet i kr. Såfremt der ydes leje i form af naturalier eller tjenesteydelser, angives værdien '1'. Såfremt der betales penge, men beløbet ikke er opgivet, angives værdien "2"
46 Beliggenhedstype af 1. ikke-biotop-skel
47 " " 2. " " "
48 Antal efterfølgende sæt statusdata: Antallet biotoper indenfor ejendommen incl. forpagtet areal
49 Bedriftens beliggenhed i forhold til området: Såfremt hele bedriften ligger indenfor området angives '1' ellers '0'
50 Systeminternt element

EJERENSBIOTOPER giver en liste af objekter BIOTOPID retur. Der gives et objekt retur pr. biotop som ejeren ejer.

class STATUS

```
LINK CLASS STATUS(EJERID); INTEGER EJERID;
BEGIN
   INTEGER ARRAY STATUSDATA(1:38);
END;
```

Klassen har link som præfix, da objekterne af klassen indgår som elementer i listen STATUSOPL i klassen BIOTOP.

EJERID er en (intern) identifikation af den ejer som har afgivet oplysningerne om denne biotop. hvis oplysninger om ejeren ønskes anvendt, kan ejeren fremskaffes ved kald af proceduren HENTEJER(EJERID), som vil returnere et objekt af klassen EJER.

STATUSDATA indeholder de status og funktionsoplysninger ejeren har afgivet vedrørende denne biotop. Indholdet af de enkelte elementer er beskrevet nedenfor:

1 Identifikationskode (=7)
2 Feltnummer
3 Biotopnummerets taldel
4 Biotopnummerets bogstavdel, angivet som under BIODATA (9)
5 Biotopens 1. beliggenhedstype, se fig. 4.3 s.
6 Biotopens 1. længde eller areal: angivet i m, hhv. m^2. Såfremt denne omfatter hele biotopen, angives værdien '1'
7 Biotopens 2. beliggenhdestype: som under element 5
8 Biotopens 2. længde eller areal: som under element 6
9 Biotopens 3. beliggenhsdstype: som under element 5
10 Biotopens 3. længde eller areal: som under element 6
11 Biotopens 4. beliggenhedstype: som under element 5
12 Biotopens 4. længde eller areal: som element 6
13 Biotopens funktion - som lægiver: ja=1, nej eller uopl =0
14 Biotopens funktion - som kvægvanding: som ovenfor
15 biotopens funktion - optynding af sprøjtemiddel: som ovenfor
16 Biotopens funktion - som modtager af drænvand: som ovenfor
17 Biotopens funktion - husspildevand: som ovenfor

18 Biotopens funktion - ajle, ensilagesaft: som ovenfor
19 Biotopens funktion - fast affald: som ovenfor
20 Biotopens funktion - produktion af gran:
21 Biotopens funktion - anden funktion: som ovenfor
22 Biotopens pleje - ydes pleje: som ovenfor
23 " " - slås : " "
24 " " - sprøjtes : " "
25 " " - klippes : " "
26 Er biotopen til gene? : " "
27 " " " " ved markarbejde: : " "
28 Ønskes biotopen fjernet? : " "
29 " " bevaret? : " "
30 - af jagthensyn : " "
31 - " produktionshensyn : " "
32 - " æstetiske hensyn : " "
33 - " fung. som ejendomsskel : " "
34 - " den er svær af slette : " "
35 - " af andre hensyn : " "
36 Skemaet indeholder kommentarer vedr. biotopens rekreabenyttelse : " "
37 Kommentarer om biotopen, af anden art : " "

class_VED

```
CLASS VED;
BEGIN
   INTEGER ARRAY VEDDATA(2:10)
   REF(HEAD) VEDARTER
END;
```

Objekter af denne klasse indeholder data vedrørende vedvegetationsanalyser foretaget i en biotop.

VEDDATA indeholder følgende oplysninger:

1. Identifikationskode (=3)
2 Områdenummer
3 Feltnummer
4 Biotopnummerets taldel
5 Biotopnummerets bogstavdel (Se BIODATA(9)
6 1. dominerende vedvegetationsart:(se BIODATA(21)
7 2. " " : " "
8 3. " " : " "
9 4. " " : " "
10 Antal vedvegetationsarter i analysen.

class_art

```
LINK CLASS ART(ARTID,ANTAL);
INTEGER ARTID, ANTAL;
```

Objekterne af denne klasse indgår som elementer i listen VEDARTER i klassen VED. Hvert objekt beskriver en art, der har været registreret i en biotops vedvegetationsanalyse.

ARTID angiver hvilken art objektet beskriver, medens ANTAL angiver hvormange individer, der har været registreret af denne art i biotopen.

class_HIST

```
LINK CLASS HIST;
BEGIN
   INTEGER ARRAY HISTDATA(1:2,2:21);
END;
```

Objekterne af denne klasse indgår som elementer i listen HISTOPL i klassen BIOTOPID. Klassen beskriver en biotops historiske udvikling eller en del af biotopens historiske udvikling.

Oplysningerne findes i tabellen HISTDATA, der indeholder følgende elementer:

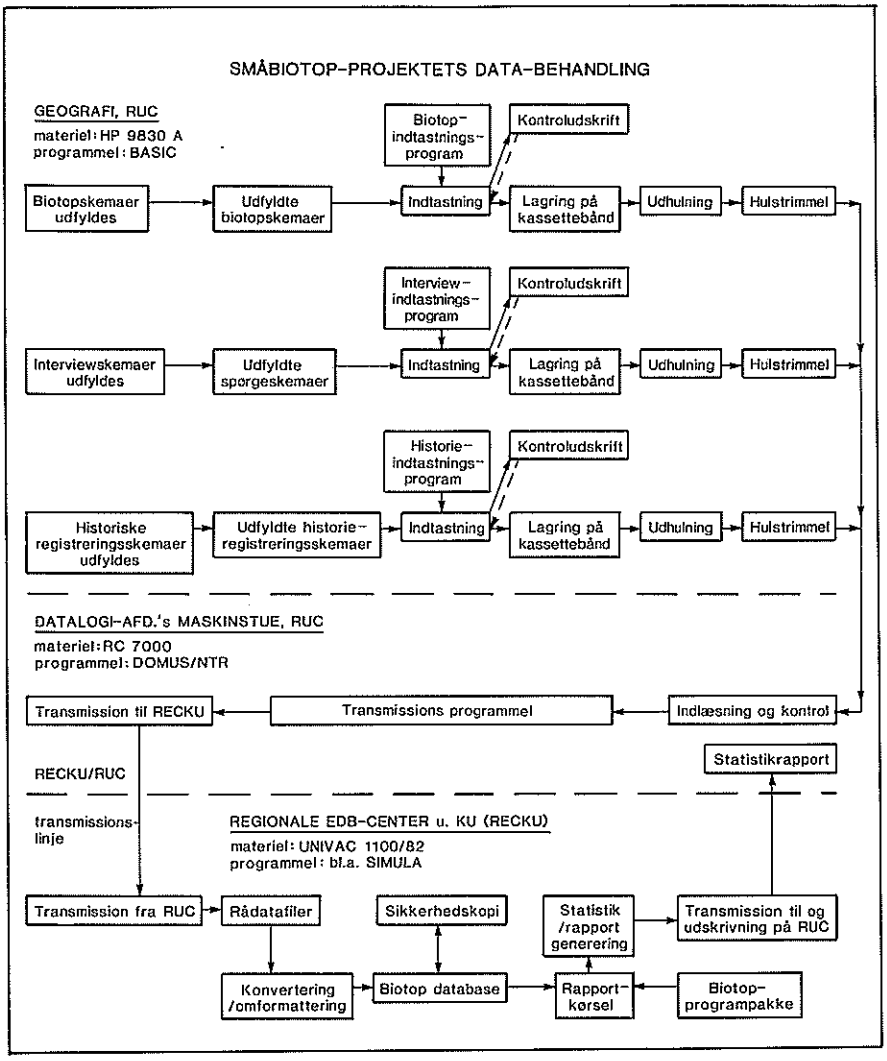
1,1 Identifikation (=4)
1,2 Skemanummer
1,3 Områdenummer
1,4 Feltnummer
1,5 Registrator: Jesper=2, Martin=2
Peder =4, Søren =5
1,6 Opmålinger for ældste målebordsblad
1,7 " " mellemste "
1,8 " " nyeste "
1,9 Ældste flyfotos (=1954)
1,10 Nyere " (=1967)
1,11 Opmålingsår for 4-cm-kort
1.12 Feltregistreringsår (=1981)
1,13 Antal efterfølgende historiske biotop datasæt.

2,2 Biotopnummerets taldel
2,3 Biotopnummerets bogstavdel, angivet på følgende måde:
A=1 C=3 E=5 G=7 X=8
B=2 D=4 F=6 Y=9
2,4 Retningsangivelse for biotopudtegning:
N=1 Ø=3 S=5 V=7
NØ=2 SØ=4 SV=6 NV=8
Ingen angivelse = 0

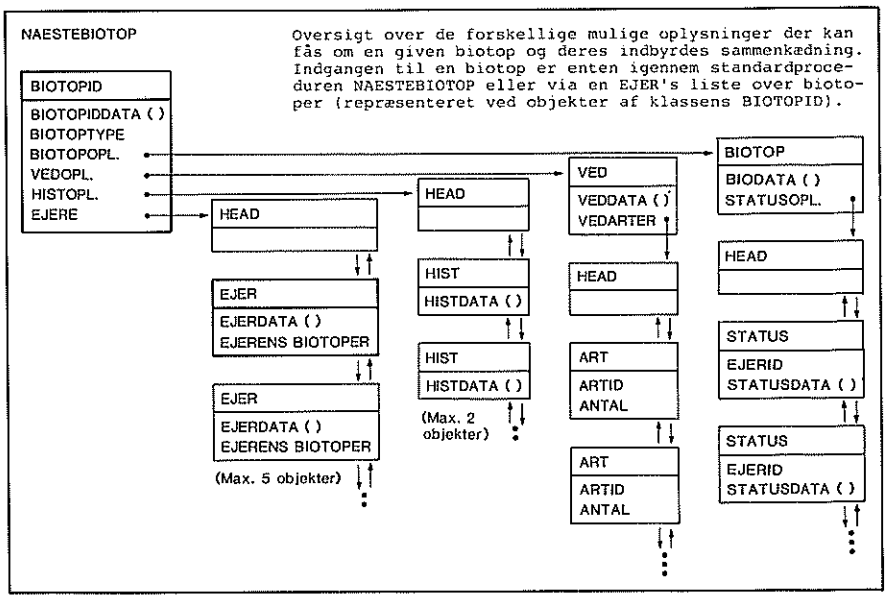
2,5 UTM-længdens 2 sidste cifre: Såfremt der angives 0, er der tale om en henvisning til biotopskemadata
2,6 UTM-breddens 2 sidste cifre: som ovenfor
2,7 Biotoptype på ældste M-blad: 99 angiver henvisning til andet biotopnummer, som biotopen enten har været en del af, eller som indeholder oplysninger om yderligere opdeling af biotopen.
2,8 Længde (angivet i m) eller areal (angivet i m^2) på ældste M-blad: Såfremt den tilhørende biotoptype (pladsen foran) har værdien 99, angiver tallets sidste ciffer bogstavdelen til det biotopnummer, der henvises til, mens de øvrige cifre angiver biotopnummerets taldel.
2,9 Biotoptype på mellemste M-blad: som under element 7
2,10 Længde/areal " " " " " 8
2,11 Biotoptype " nyeste " " " 7
2,12 Længde/areal " " " " " 8
2,13 Biotoptype på 1954-flyfoto: " 7
2,14 Længde/areal " " " " 8
2,15 Biotoptype på 1967- " " 7
2,16 Længde/areal " " " " 8
2,17 Biotoptype på 4-cm-kortet: " 7
2,18 Længde/areal "" " " " 8
2,19 Biotoptype ifl. 1981 registr. " 7
2,20 Længde/areal " " " " 8
2,21 Systeminternt element

I figur 2 og 3 er vist nogle oversigter over de indgange, der kan benyttes i databasen. Som det ses, hænger ejer- og biotopindgangene snævert sammen.

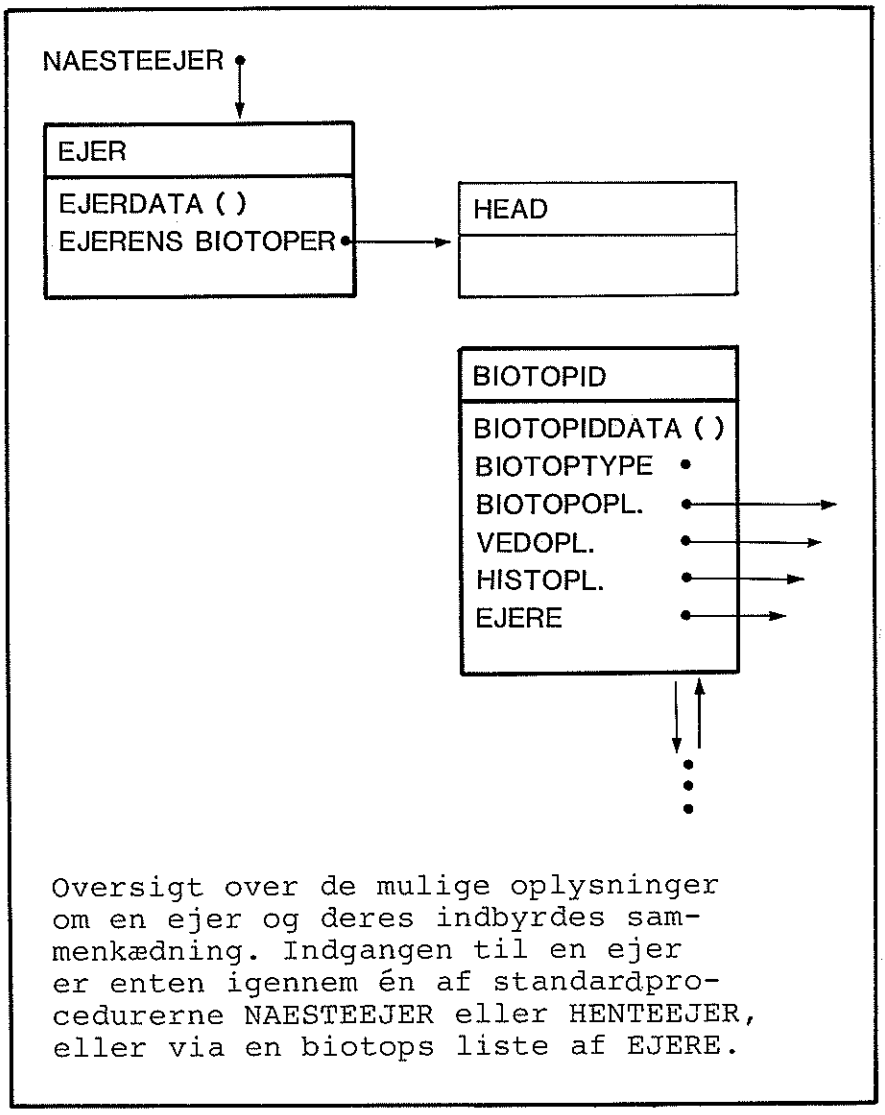
Bilag 4, fig. 1



Bilag 4, fig. 2



Bilag 4, fig. 3



Oversigt over de mulige oplysninger om en ejer og deres indbyrdes sammenkædning. Indgangen til en ejer er enten igennem én af standardprocedurerne NAESTEEJER eller HENTEEJER, eller via en biotops liste af EJERE.

Frekvens af UTM-felter indenfor forskellige biotoptæthedsklasser.
For de linieformede er klasseintervallerne 200 meter pr.felt.
For de areelle er klasseintervallet 1 biotop pr.felt. Bemærk klasse 1 rummer også alle nul-observationerne. Eksempelvis fandtes 65 felter med under 200 m. hegn, 29 felter med 200-199 m.hegn o.s.v. Ialt er 249 felter aflæst af 4-cm.kort. dækkende Østdanmark.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
LINIEFORMEDE																				
HEGN:																				
Hegn a)	65	29	45	25	15	11	10	11	7	6	4	7	1	3	2	2	-	1	-	-
H.på dige b)	69	8	24	13	18	14	8	6	7	8	8	8	9	7	6	6	8	4	1	-
H.ved grøft	177	24	18	12	5	7	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H.ved vandl.	215	5	5	10	5	1	2	1	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H.på skrænt	244	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H.på bane	235	2	3	4	3	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H.ved m.vej	192	17	16	8	7	4	2	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
H.ved a.vej	178	12	24	15	5	3	2	2	4	1	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-
TRÆRÆKKER:																				
Trr.på dige	160	46	18	10	8	-	2	-	3	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
Trr.v.vej	98	79	32	15	6	7	6	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trr.v.grøft	186	45	8	6	1	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trr.v.vandl.	222	20	5	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trr.v.bane	239	3	3	-	1	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tr.på skrænt	241	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
UBEVOKSEDE:																				
Markvej c)	34	13	22	25	37	17	23	14	17	7	9	7	7	4	5	2	2	-	1	1
Anden vej d)	31	10	14	16	15	19	22	23	18	11	14	14	8	11	4	7	5	4	-	2
Dige e)	109	20	24	18	17	12	10	8	8	6	4	1	3	1	2	1	-	1	-	-
Grøft	141	20	28	17	13	7	9	4	2	3	3	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Vandløb f)	179	7	9	9	9	6	9	6	3	5	2	3	-	-	1	-	-	-	-	-
Skrænt	236	5	6	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bane	230	2	5	2	1	2	3	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AREELLE																				
Vandh.>.1ha.	70	48	41	28	18	17	7	4	6	3	2	3	-	-	1	-	1	-	-	-
Søer	157	52	22	10	4	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moser	180	43	18	6	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beplantn.	209	26	9	2	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bevoksn.	166	49	16	13	3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grusgrave	238	9	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Solit.træer	147	58	25	11	5	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Gravhøje	228	14	6	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20

a) Samt 1 observation i hver af følgende klasser:22, 23, 26 og 30.
b) Samt:21, 23, 23, 24, 24, 24, 25, 25, 27, 30, 30, 31 og 34.
c) Samt: 22 og 23. d) Samt: 22. e) Samt:21, 21 og 29. f) Samt:21.

REFERENCER

Referencer

Achton,S.(1986): De marginale jorder. Ugeskr.f.Jordbrug. nr.12:362-364.

Adsersen,H.(1984a): Anvendt øbiogeografi - et eksempel. I Naturfredningsrådet (1984): 19-24.

Adsersen,H.(1984b): Planternes spredningsbiologi - og naturforvaltning. I Naturfredningsrådet (1984):85-92.

Agger,P.(1979): Frem eller tilbage til naturen. NATURKAMPEN 12:14-20.

Agger,P.(1980a): Danmark som levested for dyr og planter. I Fredningsstyrelsen (1980):-426-437.

Agger,P.(1980b):Natur/Retur. NICHE 4:23-40.

Agger,P.(1982): Er naturfredning overflødig? NICHE 4:321-336.

Agger,P.(1984a): Hvordan indpasses spredningsbiologiske hensyn i fredningsplanlægningen og i anden fysisk planlægning? I Naturfredningsrådet (1984):93-110.

Agger,P.(1984b): Agerlandets småbiotoper - en truet natur. VÆKST 2:2-5.

Agger,P.(1985): Danmark under forvandling. NATURKAMPEN 37:18-23.

Agger,P. og J.Brandt(1984a): Forvaltning af biotopmønstre. I Naturfredningsrådet (1984): 63-66.

Agger,P. og J.Brandt(1984b): Registration methods for studying the developement of small-scale biotope structures in rural Denmark. I Brandt & Agger (ed.) 1984, Vol.II,pp 61-72.

Agger m.fl.(1982): Naturressourcerne i Danmark. I Landsplanlægning 1983-2000. Miljøministereiet og Planstyrelsen.55s.

Agger,P. og S.L.Jensen(1982): Hegn og skel i Roskilde amt.Publ.Inst.Geogr.Samfundsanal. Dat.RUC. Forskningsrapport nr.32. 137s.+bilag.

Agger,P. og S.L.Jensen(1983): Træer og buske i hegn og skel. Ugeskr.f.Jordgrug,23:427-432.

Altmann,R.(1982): Merkmalsvariabilität und areelle Heteroginität von Landwirtschaftlichen Nutzungseinheiten. Proc.VI`th internat. Symp.on problems of landscape ecological research.Oct.1982,Piestany,CSSR.Vol.2. 8s.

Amtsbeskrivelser: Bidrag til Kundskab om de danske Provindsers nuværende Tilstand i oekonomisk henseende. Flere bind.

Andersen m.fl.(1985): Skovbrynene - et bælte af vild dansk natur, en undersøgelse af vedvegetationen i sjællandske skovbryn. Publ. Inst.Geogr.Samfundsanal. Dat.RUC. Forskningsrapport nr.42.225s+bilag.

Arbejdsgruppe(1985): Se Fredningsstyrelsen-(1985a).

Bergmann,v.W.(1981): Die Stellung der Landschaftökologie in der Landeskultur.Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 22:243-246.

Baudry,J. and F.Burel(1984): Landscape project "Remembrement": Landscape consolidation in France. Landscape Planning,11:235-241.

Bernhardt,A. und K.-D. Jäger(1985): Zur Geselschaftlichen Einflussnahme auf den Landschaftwandel in Mitteleuropa in Vergangenheit und Gegenwert. Beitr.z.Problemkreis d. Landschaftwandels.
Sitzungsber.d.Sächs.Akad.d.Wiss.z.Leipzig. Math.-Nat.-Wiss.Kl.,Band 117,Hft.4.1985, S.5-56.

Bang,P.(1969): Gnavere. I Bang m.fl.:Danmarks Dyreverden,Bd.9 Rosenkilde og Bagger.223-225.

Baudry,J.(1984): Effects of landscape structure on biological communities: The case of hedgerow network landscapes. I Brandt og Agger(1984).Vol.I,55-65.

Biotope Group (Agger, Brandt, Byrnak, M. Jensen and Ursin)(1982): Changes in the pattern of interstitial habitats in rural Denmark. In Tjallingii,S.P. and A.A. de Veer (ed.): Perspectives in landscape ecology: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, Netherlands,pp.136-137.

Biotope Group (Agger, Brandt, Byrnak, M. Jensen and Ursin)(1982): Interstitial habitats and the urban-rural relationship in Eastern Denmark. ibid. pp.213-214.

Biotopgruppen (1982): Biotopmønstrets betydning for forekomsten af vilde dyr og planter - en ø-teoretisk synsvinkel.Publ.Inst.Geogr. Samfundsanal.Dat.RUC. Forskningsrapport nr. 24. 29s.

Blake,J.G. and J.R.Karr(1984): Species Composition of Bird Communities and the Conservation Benefit of Large versus Small Forests.- Biol.Conserv.30:173-187.

Bornholms amtskommune(1985): Pers.kummunikation med Teknisk Forvaltning, aug.85.

Bramsnæs,A.(1984): Integreret planlægning af det åbne land. Ugeskr.f.Jordbrug 3:23-29.

Brandt,J.(1980): Fysisk planlægning og landskabsanalyse.Kompendium nr.21.Inst.Geogr.Samfundsanal.Dat.RUC.21s.

Brandt,J.(1982a): Den choriske dimension i landskabsanalysen.Publ.Inst.Geogr.Samfundsanal. Dat.RUC. Arbejdspapir nr.27.36s.

Brandt,J.(1982b): Om grundlaget for de geografiske videnskaber.Publ.Inst.Geogr.Samfundsanal.Dat. RUC. Arbejdspapir nr.31.54s.

Brandt,J.(1984a): Hvilke miljømæssige konsekvenser får landbrugets strukturændringer? Hvad betyder det for vores landskab og dets plante- og dyreverden? Foredrag ved den danske Landskabsinspektør Forenings kursus om strukturændringer i landbruget.Maj 1984.

Brandt,J.(1984b): Landskabsudvikling og naturopfattelse i tilknytning til det danske agerland.PÆDAGOGISK ORIENTERING:5/6-84,26-31.

Brandt,J.(1985): Small-biotope structures as a synthetizing feature in agricultural landscapes.Internat.Geogr.Union Working Group "Landscape synthesis".Dessau,DDR May 1985.10s.

Brandt,J. and P.Agger (ed.)(1984): The International Association for Landscape Ecology (IALE), Proceedings of the first international seminar on methodology in landscape ecological research and planning. I-V,Roskilde University Centre.15-19 Oct.1984.

Brinch Pedersen,M.(1984): Vådområder i Billund Kommune. En undersøgelse af søer, moser og vandhuller. Billund Kommune, Teknisk Forvaltning. 167s.

Brinch Pedersen,M.(1985): Handlingsplan for vådområder i Billund Kommune, en bearbejdning af vådområderegistreringen i 1984. Billund Kommune, Teknisk Forvaltning. 60s.

Byrnak m.fl.(1980): Agerlandets småbiotoper. Publ.Inst.Geogr.Samfundsanal.Dat.RUC. Forskningsrapport nr.9.354s.

Christensen,P. og H.J.Nielsen(1982): Øbiogeografien som instrument i naturforvaltningen I. NICHE,3,4:350-361.

Christensen,P. og H.J.Nielsen(1983): Øbiogeografien som instrument i naturforvaltningen II.NICHE 4,1:42-52.

Christiansen,W.(1941): Die Zusammensetzung des Knicks in Schleswig-Holstein.HEIMART. Hft.4,p52-55.

Cobham,R.et al.(1984): Agricultural landscapes - Demonstration Farms. Countryside Commission, Cheltenham, UK.136s.

Danmarks Statistik(1968): Danmarks Areal. STATISTISK MEDD:68:4.

Danmarks Statistik(1980): Statistiske efterretninger, nr.A 31.

Danmarks Statistik(1985): Landbrugsstatistik 1984.

Dansk Ornitolgisk Forening(1984): Sammenlignende undersøgelser af fuglelivet på økologiske og konventionelle landbrug sat i relation til brugen af påesticider. - Resultater af undersøgelsen i 1984. Miljøstyrelsen.114s-+bilag.Stencileret.

Degn,H.J. og L.Emsholm(1983): Egekrat i Ringkjøbing amt. Rinkjøbing Amtsråd.82s.

Duwander,N.J.(1980): Produktionsstrukturens betingelser i landbruget med det sydlige Hornsherred som undersøgelsesområde. Specialerapport. Ins.Geogr.Samfundsanal.Dat.RUC.

Dybbro,T.(1981): Fuglefaunaen på småøer - kommentarer til A.P.Møllers artikel.Dansk.-Foren.Tidsskr.75:88-89.

Enemark,S. og E.M.Sørensen(1985): Kampen om det åbne land. BYPLAN 2:46-49.

Emsholm,L.(1985): Heder, moser og søer i

Brande Kommune 1983. Ringkjøbing Amtskommune.42s.

Fenchel,T.M.(1978): Theoretical ecology and nature conservation. Naturae Jutlandica 20: 173-181.

Fjeldså,J.(1984): En kritik af øbiogeografisk teori som grundlag for miljøforvaltning. I Naturfredningsrådet(1984):55-58.

Fog,K.(1976): Småmoser i agerlandet. KASKELOT 26:53-55.

Fog,K.(1981): Atlas-nyt 6. NATUR 2:4-8.

Fog,K.(1982): Atlas-nyt 7, NATUR 1:4-8.

Fog,K.(1983): Atlas-nyt 8, NATUR 1:6-11.

Fog,K. og F.Berger(1981): En undersøgelse af padde- og krybdyr- lokaliteter i hovedstads--regionen.-Foreløbig status. Hovedstadsrådet.-64s.

Folving,S.(1979): Topologisk landskabsanalyse: Hornsherredanalyserne. Rap. nr.1., Arbejdspapir nr.2. Inst.Geogr.Samfanal. og Datalogi,RUC.

Forman,R.T.T and M.Gordon(1981): Patches and structural components for a landscape ecology.Bio.Science 31:733-740.

Forman,R.T. and M.Gordon(1984): Landscape ecology principles and landscape function. I Brandt og Agger(1984),Vol.V:4-16.

Fredningsstyrelsen(1980): Status over den danske plante- og dyreverden. Fredningsstyrelsen.456s.

Fredningsstyrelsen(1982): Fredningsplanlægning og kulturlandskab - Kulturgeografien. FREDNINGSPLANORIENTERING,Nr.1,1983.77s.

Fredningsstyrelsen(1985a): Miljøinteresser og marginaljorde - et debatoplæg. Fredningsstyrelsen.89s.

Fredningsstyrelsen(1985b): Udkast til notat vedrørende oprettelse af naturvenligt drevne mønsterlandbrug i Danmark. Dupl.7s+bilag.

Fredningsstyrelsen (1986): Gærder og diger.-(in prep).

Fyns Amtskommune(1983): Landskabsforhold på udskiftningstidspunktet - ca. år 1800.

Geodætisk Institut(1977): Instruks for rekognosering.

Gram,K. og J.Jessen(1971): Træer og buske i vintertilstand.Gyldendal.115s.

Grøntved,P.(1968): Om plantevæksten på nogle sydsjællandske kæmpehøje.Flora og Fauna 74: 50-63.

Haas,H. og J.C.Streibig(1980): Status over den vilde flora på danske marker og årsagerne til floraændringer i de sidste årtier. I Fredningsstyrelsen(1980):153-163.

Haase,G.(1984): The development of a common methodology of inventory and survey in landscape ecology. I Brandt og Agger(1984) Vol V:68-106.

Haase,G. et al.(1985): Richtlinie für die Bildung und Kennzeichnung der Kartierungseinheiten der "Naturraum-typen der DDR im mittleren Masstab". Inst.Geogr.v.Geoök.d.A.d.W. der DDR, Wissensch.Mitt.Sonderheft 3. Leipzig 85.315p.

Haber,W.(1981): Ökologische Forderungen an den ländlischen Raum. Bericht.über die Fachtagung der Flurbereinigungsverwaltung Baden-Würtemberg 1981.

Hald,A.B.(1986): Foreløbig rapport - Pesticidfri beskyttelseszone mellem dyrkede og ikke dyrkede arealer. Særtryk fra Årsrapport 1985. Center for Jordøkologi. Rap. nr. 6.

Hald,A.B. og J.Kjølholdt(ed.)(1985): The impact of pesticides on the wild flora and fauna in agroecosystems. Miljøstyrelsens Center for jordøkologi.70s.

Hansen,K.(1984): Danske naturtyper - natur eller halvkultur? URT 3:67-70.

Hansen,K. og J.Jensen(1972): The Vegetation on Roadsides in Denmark. Dansk Botanisk Arkiv 28,2:1-61.

Hansen,L.(1982): Trafikdræbte dyr i Danmark. Dansk.Orn.Foren.Tidsskr.76:97-110.

Hansen,N.O.(1984): Bør der findes mindstegrænser for det danske landskabs indhold af naturtyper? - Set i et administrativt for-

valtningsperspektiv. I Naturfredningsrådet-(1984):67-72.

Hjortshøj Nielsen m.fl.(1982): Landbrugssektorens udvikling frem til 1997. I Landsplanlægning 1983-2000. Miljøministeriet og Planstyrelsen.

Hovedstadsrådet(1980): Søer og moser i hovedstadsregionen.

Hovedstadsrådet(1982): Forslag til udpegning af fredningsinteresseområder.Planlægningsdokument PD354,150s.

Hovedstadsrådet(1983): Botanisk overvågning af moser i hovedstadsregionen 1982. Hovedstadsrådet.148s.

Hovedstadsrådet(1984): Overvågning af padde- og krybdyrlkaliteter i hovedstadsregionen 1983.-Hovedstadsrådet,86s.

Hovedstadsrådet(1985a): Overvågning af padde- og krybdyrlokaliteter i hovedstadsregionen 1984. Hovedstadsrådet.44s.

Hovedstadsrådet(1985b): Naturovervågning ved hjælp af fugleoptællinger 1984. Hovedstadsrådet.109s.

Ihse,M.(1984): Landsbygdens förvandling studerad med flygbilder och datateknik.Medd.f. Natuyrgeogr.Inst.Stockholms Universitet.Nr. A156.Årsboken YMER 1984:53-71.

Ihse,M.(1985): Skåne - kulturlandskap i förvandling. KULTURMINNESVÅRD nr.5/85:3-11.

Jensen,K.E.(1982): Landbrugsarealer landskabeligt og rekreativt.Inst.f.Land- og Byplanlægn.K.V.L.248s.

Jensen,K.M.(1976): Opgivne og tilplantede landbrugsarealer i Jylland.ATLAS OVER DANMARK,Serie II,Bd.1.Det Kgl.Geogr.Selskab.

Jensen,S.M., M.Rasmussen, M.Ursin og E.Byrnak(1980): Status over de små uopdyrkede områder i agerlandet. I Fredningsstyrelsen 1980. s.125- 137.

Jensen-Hammer,F.(1985): Læhegnenes betydning for ynglefuglene.VÆKST 5:14.

Jespersen,O.(1982): Vådlokaliteter i Børkop Kommune - 285 vandhuller, søer og moser.LINERLE.136s.

Jessen,O.(1937a): Heckenlandschaften im nordwestlichen Europa. Mitt.d.Geogr.Ges.Hamburg. Bd.45:6-58.

Jessen,O.(1937b): Feldeinfriedigungen im Bild der Kulturlandschaft.Geogr.Zeitschr.43.

Jørgensen,O.H.(1971): En undersøgelse af ynglefugletætheden i dansk agerland i 1969 og 1970.Dansk Orn.Foren.Tidsskr.65:98-108.

Jørgensen,O.H.(1974): Results of IPA-censuses on Danish farmland. Acta Ornithologica Tom.XIV,nr.22,pp310-21.

Jørgensen,O.H.(1975): Ynglefugle i vandhuller på Djursland i 1973.Dansk.Orn.Foren.-Tidsskr.69:103-110.

Jørgensen,O.H.(1979): Vandhuller og søer i Vejle kommune.Dansk Ornithologisk Forening i Vejle amt.69s.

Kaaber,S.(1980): Køllesværmere - en truet sommerfuglegruppe. I Fredningsstyrelsen (1980):147-151.

Kampp,Aa.H.(1959): Landbrugsgeografiske studier over Danmark. København 1959.152s.

Kampp,Aa.H.(1977): Sønder Vestud - et landbrugsområde gennem 3000 år.Geograf Forlaget.30s.

Kampp,Aa.H.(1981): Prikkort over danske landbrug. Geografforlaget. Brenderup.31s.

Kayser,B.(1985): Ynglefugleoptælling 1984.-Dansk Ornitologisk Forening.46s.

Kingo-Jacobsen,N.(1976): Natural-geographical regions of Denmark.Geografisk Tidsskrift 75,5:1-7.

Kommissionen for de Europæiske Fællesskaber (1985): Perspektiver for den fælles landbrugspolitik. KOM(85)333.62s+bilag.

Krönert,R.(1968): Über die Anvendung landschaftokölogischer Untersuchungen in Landwirtschaft.Wissensch.Veröff.Deutch.Inst. f.Länderkunde.Neue Folge 25/26.Leipzig. of island biogeography.ECOLOGIA 19:1-8.

Landbrugets Rationaliseringsfond(1971):

Arbejdsfor brugets afhængighed af markform, markstørrelse,m.m. De landbrugstekniske under søgelser. Beretning nr.8.37s.

Landbrugsministeriet(1976): Den danske jordklassificering. Teknisk Redegørelse.88s.

Landbrugsministeriet(1982): Noget om jordomfordeling til kap.12.

Landbrugsministeriet(1985): "Notat om perspektiver for den fælles landbrugspolitik - foreløbigt debatoplæg." 25/10/85,54s.

Landbrugsministeriet(1986): En miljøvenlig landbrugsproduktion - Et strategioplæg. Januar 1986. 34s.

Landsplanudvalgets sekretariat(1969): Landbrugsstruktur og befolkningsudvikling.

Lange,S.t.H.d.(1984): Effects of landscape structure on animal population and distribution dynamics. I Brandt og Agger(1984):Bd.1: 19-31.

Lassen,H.H.(1975): The diversity of freshwatersnails in view of the equlibrium theory of island biogeography.ECOLOGIA 19:1-8.

Lauersen,K.(1980a): Fugle i danske landbrugsområder, med analyse af nogle landskabselementers indflydelse på fuglenes fordeling. Dansk Orn.Foren.Tidsskr.74:11-26.

Lauersen,K.(1980b): Grøftekanternes betydning for kulturlandskabets fauna og flora. I Fredningsstyrelsen(1980):138-146.

Lauersen,K.(1981): Birds on roadside verges and the effect of mowing n frequency and distributin.Biol.Conserv.20:59-68.

Levenson,J.R.(1981): Woodlots as biogeographic islands in southeastern Winsconsin. I Forest island dynamics in man-dominated landscape,ed.by R.L.Burgess and D.M.Sharpe Springer,Berlin:13-39.

Locke,G.M.(1962): A sample survey of field and other boundaries in Great Britain. Quarterly Journal of Forestry:137-144.

Løjtnant,B.(1980): Status over den danske flora. I Fredningsstyrelsen(1980):153-163.

MacArthur,R.H. and E.O.Wilson(1967): The

theory of island biogeography. Princeton,-203s.

Mader,H.J.(1981): Untersuchungen zum Einfluss der Flächengroesse vn Inselbitopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. Natur Landschaft 56:235-242.

Mader,H.J.(1984): Animal Habitat Isolation by Roads and Agricultural Fields. Biol.Conserv 29:81-96.

Mader,H.J. und M.Muehlenberg(1981): Artenzusammensetzung und Ressoursenangebot einer kleinflachigen Habitatinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna.PEDOBIOLOGIA 21:46-59.

Mader,H.J. und K.Mueller(1984): Der Zusammenhang zwischen Häckellaenge und Artenvielfalt.-Z.f.Kulturtechnik un Flurbereinigung 25:282--293.

Marquardt,G.(1950): Die Schleswig-Holsteinische Knickenlandschaft. Schriften des Geogr. Inst.Univ.Kiel.:1-90+bilag.

Matthiessen,H.(1942): Det gamle Land. København.

Merriam,G.(1984): Connectivity: A fundamental ecological characteristic of landscape pattern. I Brandt og Agger(1984), Bd.I:9-17.

Miljøministeriet(1985):"Redegørelse til folketinget om marginale jorder og miljøinteresser." 29/11/85,11s.

Mills,S.(1983): French farming: good for people, good for wildlife. New Scientist. pp.568-571.

Moeslund,S.(1982): Fuglefaunaens ændringer på danske øer - Kommentar til Anders Pape Møllers artikel. Dansk.Orn.Foren.Tidsskr.74:-123-126.

Moeslund,S.(1985): Fredningsarbejde i amterne. Registrerings- og planlægningsrapporter.-URT 3:80-84.

Moore,P.D.(1974): Hedgerow removal and bird life.NATURE 249:514.

Muus,B.(1980): Indledning til symposiet. I Fredningsstyrelsen(1980):11-14.

Muus,B.(1981): Økologiske love og fredningsplanlægning. Naturfredningsrådet.24s.

Muus,B.(1984): Ø-teorien. I Naturfredningsrådet(1984):7-9.

Møller,T.R. and C.P.Rørdam(1985): Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. OIKOS 45:8-16.

Naturfredningsrådet(1984): Spredningsøkologi. Naturfredningsrådet og fredningsstyrelsen. 111s.

Naturfredningsrådet(1985): Naturfredningsmæssige interesser i landbrugets marginaljorder. Notat fra Naturfredningsrådet april 85.8s.

Naveh,Z.(1984): Towards a transdiciplinary conceptual framework of landscape ecology. I Agger&Brandt(1984),1:35-43.

Niels-Christiansen,V.(1985): Udviklingen i de landbrugsmæssige marginaljorder i Danmark. Naturfredningsrådet. 105s.

Nielsen,H.J.(1984): Ø-teorien anvendt på blomsterplanter i midtjyske småsøer. I Naturfredningsrådet(1984):29-32.

Nielsen,P.(1975): Ændringer i landskabet. NATUR 3:71-76.

Nielsen,T.S.m.fl.(1985): Landbruget og den vilde natur. De grønne råd for hovedstadsområdet.16s.

Nordjyllands amtskommune(1982): Fredningsplanlægning nr.1.Basisdata, status. Januar 1982.

Nordjyllands amtskommune(1985): Fredningsplanlægning 2, Planlægningsgrundlag. Nordjyllands Amtskommune, Amtsfredningskontoret.

Nøhr,H. og B.Klug-Andersen(1983): Pesticidernes indflydelse på agerlandets fugle. Miljøstyrelsen, MILJØPROJEKTER 46:132s.

Pape,J. og J.Primdahl(1985): Bynære landbrugsområder i hovedstadsregionen. Hovedstadsrådet.-107s.

Pape Møller,A.(1980a): Landbrug og fugle - en oversigt.Dansk Orn.Foren.Tidsskr.74:1-10.

Pape Møller,A.(1980b): Effekten på ynglefuglefuglefaunaen af ændringer i landbrugsdriften. Et eksempel fra Vendsyssel.Dansk Orn.-Foren.Tidsskr.74:27-34.

Pape Møller,A.(1980c): Ynglefugleændring,-indvandring og -uddøen på nogle danske øer. Dansk Orn.Foren.Tidsskr.74:123-126.

Pape Møller,A.(1983): Changes in Danish farmland habitats and their populations of breeding birds.HOLARTIC ECOLOGY 6:95-100.

Pedersen,A.(1946): Om Vegetationen paa danske Gravhøje. Flora og Fauna 52,hft.4 og 5: 33-73.

Preston,F.W.(1962): The canonical distribution of commonness and rarity. ECOLOGY 43: 185-215.

Primdahl,J.(1982): Fredningssagens fremtid - fremtidens fredningssager.NICHE 3:335-349.

Primdahl,J.(1984): Lokalplanlægningen og landskabet. - En undersøgelse af lokalplanpraksis i 20 kommuner. Serien om landskabsplanlægning. DSR Forllag. 93.s. + bilag.

Primdahl,J.(1985): Agriculture, Wildlife and Landscape in Denmark - Recent trends in public debates, organizational influence and policy making.Inst.f.Land- og Byplanl.KVL, København.34s.

Pollard,E.,M.D.Hooper and N.W.Moore(1974): Hedges. Collins,London,UK.256s.

Ribe Amtsråd(1980): Registreringa af vegetationsforholdene ved sø- og moselokaliteter i Ribe amt. Ribe Amtsråd.238s.

Ribe Amtsråd(1982): Søer og moser i Ribe amt.

Riedel,W.(1978): Landschaftswandel und gegenwärtige Umweltbeinflussung im nördlichen Landesteil Schleswig. Schleswig 1978.158s.

Ringkjøbing Amtsråd(1979): Hederne på Skovbjerg Bakkeø. Amtsfredningsinspektoratet,Ringkjøbing.27s.

Rostrup,E.(1961): Den danske flora. 19.omarb. udg.v.C.A.Jørgensen. Gyldendal.

Rotter,M. und G.Kneitz(1978): Der Fauna der

Hecken und Feldgehoelze und ihre Beziehung zum umgebenden Agrarlandschaft.WALDHYGIENE 12,1-3.

Ruthsatz,B. and W.Haber(1982): The significanse of smallscale landscape elements in rural areas as refuges for endangered plant species.Perspect.Landsc.Ecol.Proc. of congress.Veldhoven,Netherlands,April 1981:117--124.

Schmel,H.J. und A.Englmaier(1982): Zur Bedeutung naturnaher Kleinstrukturen für die Landwirtschaft im Rahmen der Flurbereinigung. Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 23:-75-86.

Schmidt,A.F.(1953): Hegn og Markfred.

Schmidt,R.(1976): Die Characterisierung der natûrlichen Standortverhâltnisse fur die sozialistische Intensiwierung der Landwirtschaft in der DDR. Z.f.den Erdkundeuntericht, 2,3:69-80.

Skriver,K. og J.Hedegaard(1973): Undersøgelse over danske jorders dræningstilstand. Oversigt over forsøg og undersøgelser: Landbo- og husmandsforeningerne.

Skriver,P.(1973): Focus på vore damme. GEJRFUGLEN,3:69-74.

Skriver,P.(1981): Vandhuller, moser og søer i Århus kommune - en naturhistorisk undersøgelse af 1345 vådlokaliteter. Fredningsstyrelsen.53s.+bilag.

Smed,P.(1982): Landskabskort over Danmark. Blad 3 og 4. Geografforlaget 1982.

Sønderjyllands Amtskommune,Teknisk Forvaltning,Naturforvaltningsprojektet(1985): Opgørelse over antal vandflader i Sønderjyllands amtskommune 1954-1984.22s+bilag.

Sørensen,E.M.(1984): Fremtidens jordfordeling. Ugeskr.f.Jordbrug.nr.13:372-377.

Taxis,H.D.(1982): Möglichkeiten der Flurbereinigung zur Erhaltung und Färderung der Ökologischen Vielfalt.Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 23:227-236.

Thiele,H-V.(1964): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft.Z.Morph.Ökolog.Tiere.53.

Tischler,W.(1948): Biozoenotische Untersuchungen an Wallhecken Schleswig-Holsteins.Zool.-Jahbuch,Abt.System.Ökolog.u.Geogr. 77:283--400.

Tischler,W.(1965): Agrarökologie.Jena.449s.

Tvevad,A. og L.Jensen(1984): Naturens små oaser - Natur og Ungdoms småbiotopkampagne. NATUR OG MILJØ 2:24-25.

Ugeskrift for Agronomer og Hortonomer(1976): Tema: Læhegn.Ugeskr.Agrn.ogHort.121:402-447.

Ugeskrift for Jordbrug(1977): Tema: Halm.Ugeskr.f.Jordbr.22-29.

Urtegruppen(1983): Vegetation på mergelgrave - en øteretisk synsvinkel på agerlandets småbiotoper.Publ.Inst.Geogr.Samfundsanal.Dat. RUC.Arbejdspapir nr.35:292s.

Vedel,H. og J.Lange(1971): Træer og buske i skov og hegn.Politikens Forlag.

Vejdirektoratet(1978): Græsslåning - Redegørelse for konsekvenser af forslag til vejregler for græsslåning m.v..Vejdirektoratet 1-3.

Vejdirektoratet(1979): Beplantning - Forslag til vejregler for græsslåning m.v..Vejdirektoratet.35s.

Vejdirektoratet(1980): Beplantning - Informationshæfte for beplantning. Vejdirektoratet.-118s.

Vejle Amtsråd(1985): Vejle Amt fredningsplan.-s114-143.

Vestergaard,P.(1985): Naturinteresser og marginaljorder. URT,10:5-10.

Voigt(1982): Pers.kommunikation med Teknisk Forvaltning, marts 1982.

Walter-Jørgensen,Aa.(1985): Strukturudviklingen i landbruget frem til 1995. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rap.21.62s.

Wancke,E.(1977): Springareas: Ecology, vegetation and comments on similarily coefficients applied to plant cmmunities. HOLARTIC ECOLOGY 3,4:233-333.

Wederkinch,E. og C.Jørgensen(1982): Padde-

og krybdyrlokaliteter i hovedstadsregionen. Hovedstadsrådet.71s.

Wejdling,E. og H.Wejdling(1985): Vådområde-administration 1979-82 - en analyse af natur-fredningslovens paragraf 43 - intention og forvaltning.RUC-TEK-SAM.410s+bilag.

Westmacott,R. and T.Worthington(1974): New Agricultural Landscapes. Countryside Comm. Cheltenham.UK:98s.

Westmacott,R. and T.Worthington(1984): Agricultural Landscapes: A second look. Countryside Commission, Cheltenham, UK.

Würtz Jensen,M. og B.Løjtnant(1982): Strand-enge i Århus amt. Århus Amtskommune.

Würtz Jensen,M og B.Løjtnant(1984): Heder i Århus amt. Biologiske forhold og fredning-sværdier. Århus amtskommune.144s.

Ø-gruppen(1983): En ø-biogeografisk analyse af danske mergelgrave.Publ.Inst.Gegr.Samfunds-anal.Dat.RUC. Forskningsrapport nr.34:202s+ bilag.

Ødum,S.(1977): Planlægning af sunde og frodige vejtræer. DANSK VEJTIDSSKRIFT 54,9:153-158.

PUBLIKATIONER FRA INSTITUT FOR GEOGRAFI, SAMFUNDSANALYSE OG DATALOGI

Publications from the Institute of Geography, Socio-economic Analysis and Computer Science

Meddelelser (grøn serie)
Miscellaneous Papers (green series)

11. Instituttets Forskningsredegørelse 1979-medio 1982.
12. Årsberetning 1982.
13. Henrik Holmemose Andersen, Erik Lund, Peter Friis, Henrik Toft Jensen og Viggo Plum, 1984: Rapport fra geografisk sommerkursus i Nordøstengland 1981.
14. Årsberetning 1983.
15. Per Kongstad, 1985: Internationale studier i Danmark som videreuddannelsesprogram. Et diskussionoplæg.
16. Per Kongstad, 1985: Exchange Programs and Cooperation in Teaching - a travel report from a short study visit in february 1985.
17. Per Kongstad, 1985: Indkredsning af et projekt, fremtididge reproduktionsformer med udgangspunkt i arbejdsstyrkens udvikling.
18. Årsberetning 1984.
19. Grønlandsprojektet, Roskilde Universitetscenter, 1985: Forslag om oprettelse af Center for Nordatlantisk Regionalforskning (CENAR).
20. Geografi - Semesterplan efteråret 1985.
21. Oversigt over Instituttets publikationer, 1985.
22. Samlet besvarelse af DVUs henvendelser i f.m. besøgsrunden på det samfundsvidenskabelige område og i f.m. rammefordelingen for 1987, samt i f.m. fordelingen af puljer for finansåret 1986 og 1987.
23. Geografi - Semesterplan foråret 1986.

FORLAGET GeoRuc

1. Kalaalit Nunaat - på vej hvorhen? Udvikling i Grønland.	30,00 kr.
2. Rasmus Ole Rasmussen: Betingelser for landbrugsproduktion.	160,00 kr.
3. Jon Rasmussen: Strukturudvikling og kriser i dansk landbrug.	52,00 kr.
4. Lars Bugge, Henrik Toft Jensen, Viggo Plum og Søren Villadsen: Erhvervsstrukturens udvikling i Danmark 1901-1976, Tabelværk nr. 1. Hele landet og hovedlandsdele.	75,00 kr.
5. Lars Bugge, Henrik Toft Jensen, Viggo Plum og Søren Villadsen: Erhvervsstrukturens udvikling i Danmark 1901 - 1976, Tabelværk nr. 2. Amter.	75,00 kr.
6. Poul A. Hansen, Henrik Toft Jensen og Göran Serin: Teknologisk forandring og industriudvikling.	120,00 kr.
7. Peter Friis og Peter Maskell (red): Teknologi og regional udvikling. En nordisk antologi. Kritisk Samfundsgeografi. Bd. I	50,00 kr.
8. Frank Hansen, Henrik Toft Jensen og Kirsten Simonsen (red): Lokalsamfund og sociale bevægelser. Kritisk Samfundsgeografi. Bd. II. Bd. I og II	60,00 kr. 100,00 kr.
9. Marguerite Jensen og Morten Meisner: COMECON OG DDR.	125,00 kr.
10. Gitte Vedel, Eva Gunnarsson og Sanne Ipsen: Hjemme godt men ude bedst? Ny teknologi og distancearbejde.	45,00 kr.
11. Henrik Adrian, Henrik Toft Jensen og Mette Lendahl: Spørg når du ser. Metode og didaktik for områdestudier, Nordvestengland. Klassesæt (10 stk. og derover)	75,00 kr. 65,00 kr.
12. Michael Andersen: Imperialismens økonomi	78,00 kr.
13. Gert Meinecke: Amazonas	65,00 kr.
14. Frode Neergaard: Danmarks U-landsbistand	65,00 kr.
15. Peter Friis og Jørgen Viemose	15,00 kr.
16. IALE Proceedings: The International Association for Landscape Ecology: Proceedings of the first International Seminar on "Methodology in Landscape Ecological Research and Planning". Volumes I-V Single volumes	140,00 kr. 40,00 kr.
17. Kirsten Sjørup og Kirsten Thomsen: EDB - Kontoret og arbejdet.	60,00 kr.
18. Poul A. Hansen: Teknologi - Beskæftigelsen og fremtiden.	60,00 kr.

GeoRuc, v/ Aase Elgov
RUC, Hus 05.2
Postbox 260
4000 Roskilde

Kompendier (hvid serie)
Textbooks (white series)

31. Tommy Jørgart, 1982: Multikomponentanalyse. Seks brugervenlige programmer.
32. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: System SIMBA - Status.
33. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Noter til Jordbrugsanalyser - 2. Udtagning og forbehandling af jordbundsprøver. 12s.
34. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Noter til jordbundsanalyser - 3. Jordbundens kornstørrelsesfordeling og vandforhold.
35. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Noter til Jordbundsanalyser - 4. Jordbundens kemisk-biologiske miljø.
36. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Noter til Jordbundsanalyser - 5a. Jordens indhold af plantenæringsstoffer. I.
37. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Noter til jordbundsanalyser - 6. Jordbundens mineralsammensætning. 34 s.
38. Geografisk sommerkursus Holland, 1982.
39. Introduktionsmateriale til geografisk sommerkursus 1982.
40. Introduktionsmateriale til geografisk sommerkursus 1982.
41. Introduktiomsmateriale til geografisk sommerkursus 1982.
42. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Betingelser for landbrugsproduktion. Udgivet af GeoRuc-forlaget. 240 s.
43. Tommy Jørgart, 1983: Introduktion til radiometrisk aldersbestemmelse og isotopgeologi. 10 s.
44. Introduktionsmateriale til geografisk sommerkursus 1983.
45. Tommy Jørgart, 1983: Deformring af en lappakke under intrusion af magma.
46. Tommy Jørgart, 1983: Øvelsesvejledning i mikroskopi, optisk krystallografi og petrografi (MOKP).
47. S. Passarge v/ Jesper Brandt, 1984: Fysisk geografi og sammenlignende landskabsgeografi.
48. Peter Friis, 1984: Regionalgeografi. Materialesamling til kursus i geografiens historie og videnskabsteori.
49. Ian Procter, 1984: Nogle teorier om urbaniseringens politiske økonomi og forslag til en forskningsramme.
50. Introduktionsmateriale til geografisk sommerkursus 1985.
51. Introduktiosnmateriale til geografisk sommerkursus 1985.
52. Grækenland, vol 3, 1985.

Af pladshensyn er kun omtalt publikationer fra de seneste år. Vedrørende publikationer ældre end 1982, se Meddelelse nr. 22.

PUBLIKATIONER FRA INSTITUT FOR GEOGRAFI, SAMFUNDSANALYSE OG DATALOGI

Publications from the Institute of Geography, Socio-economic Analysis and Computer Science

Forskningsrapporter (blå serie)
Research Reports (blue series)

21. T. Enevoldsen og P.M. Sørensen, 1982: Kapitalistisk underordning af simpel vareproduktion. En teoretisk analyse. 17 s.
22. Eva Buch Hansen, Tove Jørgensen, Per Knudsen og Holger Petersen, 1982: Udvikling i Grønland. En analyse af udviklingsbetingelserne for det grønlandske samfund.
23. Sten Folving, 1982: Multitemporal METEOSAT-1 Images; their potential use to map soil-plants cover types in Western Africa. 36 s.
24. Biotopgruppen: Peder Agger, Jesper Brandt, Søren Mark Jensen Martin Ursin, 1982: Biotopmonstrets betydning for forekomsten af vilde dyr og planter - en ø-teoretisk synsvinkel. 29 s.
25. Peder Michael Sørensen, 1982: Den teknologiske udviklings betydning for den regionale industriudvikling. 25 s.
26. Helle Storm, Marianne Frederik, Flemming Harrev og Evald Vestergaard Pedersen, 1982: Om miljøproblemer og naturpraksis.
27. Tommy Jørgart, 1982: Hallegård-graniten. Dens mineralogi, petrologi og sammenhæng med andre bornholmske graniter og gnejser. 186 s.
28. Mogens Buch-Hansen og Jan Kieler, 1982: The Development of Capitalism and the Transformation of the Peasantry. Case Studies of Agro-industrial Production and its Impact on Rural Areas in Kenya. 34 p.
29. Tommy Jørgart, 1982: PICPCA - a program packet to carry out principal component analysis on landsat data, including a worked example. 42 s.
30. Tommy Jørgart, 1982: Least-squares computation in geology and human ecology. 16 s.
31. Tommy Jørgart, 1982: Computation of thermodynamic properties by means of generating functions. Examples from aluminous clinopyroxenes. 18 s.
32. Peder Agger og Sven Lynge Jensen, 1982: Hegn og skel i Roskilde Amt.
33. Tommy Jørgart (ed.), 1982: Studies in Multidemensional Analysis and Image Processing. 48 s.
34. Ø-gruppen: Bo Hauch, Birger Madsen, Nick Rasmussen, Susanne Schjolin og Steen Ussing, 1983: En Ø-biogeografisk undersøgelse af danske mergelgrave.
35. Tommy Jørgart, 1983: Orientation of the surface from grid net elevation data.
36. Gert Agger, Tommy Jørgart og Jan Vedde, 1984: Nogle eksempler på mineralogisk/geologisk anvendelse af Mössbauerspektroskopi.
37. Mogens Buch-Hansen, 1984: The agrarian question - a theoretical frame for the analysis of agricultural transformation.
38. Tommy Jørgart, 1984: Determination of Fe^{2+}/Fe^{3+} in biotite of Mössbauer spectroscopy.
39. Erik Zinglersen, 1984: Det regionale problem. En analyse af produktionens restruktuering og konsekvenserne i Nordøstengland.
40. Peter Friis og Rasmus Ole Rasmussen, 1984: Fåreavlen og den samfundsmæssige rigdom.
41. Tommy Jørgart, 1984: Farveplots af et sattellitbillede af Bornholm.
42. Signe Skov Andersen, Tine Skafte Nielsen, Birgitte Olsen og Stella Pedersen, 1985: Skovbrynene - et bælte af vild dansk natur - en undersøgelse af vedvegetationen i sjællandske skovbryn.
43. Grønlandsprojektet RUC, 1985: Grønlandsprojektets model til ressourcemæssig og økonomisk planlægning.
44. Laurids S. Lauridsen, 1985: En ny international arbejdsdeling? Eksportorienteret industriudvikling i Den tredje Verden - med en case-studie af Taiwan. Del 1 og 2.
45. Per Kongstad, 1985: Lønarbejdet som reproduktionsform i den tredje verden.

Arbejdspapirer (gul serie)
Working Papers (yellow series)

25. Gitte Vedel, 1982: Om kvindearbejdets igangværende udvikling og perspektiver i relation til den teknologiske udvikling.
26. Eva Buch Hansen, Tove Jørgensen, Per Knudsen og Holger Petersen, 1982: Dansk udvikling af Grønland - Imperialisme eller humanitær bistand.
27. Jesper Brandt, 1982: Den choriske dimension i landskabsanalysen. 36 s.
28. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Nogle perspektiver i databasers satellitinformationers anvendelse i fremtidens kartografi. 18 s.
29. Rasmus Ole Rasmussen, 1982: Jordbund og jordbundsklassifikationer.
30. Gitte Vedel, 1982: Changes and perspective in relation to technological development. 26 pp.
31. Jesper Brandt og Bue Nielsen, 1982: Fagligt forums natursamfund-debat. Naturens betydning for territorialstrukturens udvikling. Om grundlaget for de geografiske videnskaber. 65 s.
32. Salt Kozacioglu, 1982: Organization and transformation in turkish agriculture.
33. Laurids S.Lauridsen, 1983: Industriudvikling i Den tredje Verden i et internationalt perspektiv.
34. Gitte Vedel, 1983: Distancearbejde: Frankrig, Sverige & Norge - en seminarrapport.
35. Urtegruppen: Annette Greenfort, Birgitte Olsen, Stella Pedersen og Tine Skafte Nielsen, 1983: Vegetation på mergelgrave - en øteoretisk synsvinkel på agerlandets småbiotoper. 292 s.
36. Per Kongstad og Britha Mikkelsen, 1983: Industri, fagbevægelse og lønarbejde i Kenya. Kapitalismens fremgang og krise. 76 s.
37. Laurids S. Lauridsen, 1983: Export-Oriented Industrialization and Working Class - The Case of Taiwan.
38. Susse Georg, Jette Mortensen, Annette Samuelsen, Helle Wahlberg, 1984: Et liv med forurening, den særlig forurenende industris betydning for levevilkårene i Grenå og Fredericia.
39. Laurids S. Lauridsen, 1984: Eksportorienteret industriudvikling på Taiwan - arbejdsmarked og arbejderklasse.
40. Mogens Buch-Hansen, 1984: Agribusiness - The latest stage of agricultural and food production development.
41. Per Kongstad, 1984: Industrialisering og fagbevægelse.
42. Kirstine Juul, Bernd Münier, John Nielsen, 1984: Landbrugsreformen i Nicaragua.
43. Viggo Plum and Ray Hudson, 1984: Deconcentration or decentralization? Local government and the possibilities for local control of local economies.
44. (ikke udgivet)
45. Poul A. Hansen, Hardy Madsen og Göran Serin, 1985: Innovationsudvikling, produktions- og branchestrukturelle konsekvenser.
46. Mogens Buch-Hansen,1985:The world market for food and agricultural commodities and agrarian policies/food strategies in developing countries.
47. Henrik Toft Jensen, 1985: Regionalpolitik.
48. Anne Skjoldan, Ninne Brinch-Fischer, Henrik Holmemose Andersen, Ulrik Dreier, 1985: Ny international arbejdsdeling. Nye former for kapitalens internationalisering og global industrilokalisering. 165 s.