



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Overvågning af effekten af retablerede vådområder

*Teknisk anvisning fra DMU, nr. 19
4. udgave*

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Overvågning af effekten af retablerede vådområder

*Teknisk anvisning fra DMU, nr. 19
4. udgave, 2005*

Carl Christian Hoffmann¹

Bettina Nygaard²

Jens Peder Jensen³

Brian Kronvang¹

Jesper Madsen⁴

Aksel Bo Madsen²

Søren E. Larsen¹

Morten L. Pedersen¹

Tove Jels⁴

Annette Baattrup-Pedersen¹

Tenna Riis¹

Gitte Blicher-Mathiesen¹

Torben Moth Iversen¹

Lars M. Svendsen¹

Jens Skriver¹

Anker R. Laubel¹

¹⁾ Afdeling for Vandløbsøkologi

²⁾ Afdeling for Landskabsøkologi

³⁾ Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

⁴⁾ Afdeling for Kystzoneøkologi

Datablad

Titel:	Overvågning af effekten af retablerede vådområder
Forfattere:	C.C. Hoffmann ¹ , B. Nygaard ² , J.P. Jensen ³ , B. Kronvang ¹ , J. Madsen ⁴ , A.B. Madsen ² , S.E. Larsen ¹ , M.L. Pedersen ¹ , T. Jels ⁴ , A. Baatrup-Pedersen ¹ , T. Riis ¹ , G. Blicher-Mathiesen ¹ , T.M. Iversen ¹ , L.M. Svendsen ¹ , J. Skriver ¹ , A. R. Laubel ¹
Afdelinger:	¹⁾ Afdeling for Vandløbsøkologi ²⁾ Afdeling for Landskabsøkologi ³⁾ Afdeling for Sø- og Fjordøkologi ⁴⁾ Afdeling for Kystzoneøkologi
Serietitel og nummer: Udgave:	Teknisk anvisning fra DMU nr. 19 4. udgave. November 2005.
Udgiver:	Miljøministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©
URL:	http://www.dmu.dk
Tegninger: ETB:	Kathe Møgelvang & Juana Jacobsen Hanne Kjellerup Hansen
Bedes citeret:	Hoffmann, C.C., Nygaard, B., Jensen, J.P., Kronvang, B., Madsen, J., Madsen, A.B., Larsen, S.E., Pedersen, M.L., Jels, T., Baatrup-Pedersen, A., Riis, T., Blicher-Mathiesen, G., Iversen, T.M., Svendsen, L.M., Skriver, J. & Laubel, A.R. (2005): Overvågning af effekten af retablerede vådområder. 4. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. – Teknisk anvisning fra DMU nr. 19. http://tekniske-anvisninger.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
ISBN:	87-7772-901-3
ISSN (elektronisk):	1399-9176
Sideantal:	112
Supplerende oplysninger:	Formlen s. 20 i kap. 3.3 er opdateret. Bemærk venligst at indberetningsskemaer kan findes på DMU's hjemmeside: http://www.dmu.dk/1_Om_DMU/2_Tvaerfunkt/3_vmp2/default.asp
Internet:	Rapporten findes kun som PDF-fil på Danmarks Miljøundersøgelses hjemmeside: http://www.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_tekanvisning/rapporter/TA_19_4.udgave.pdf

Indhold

Forord 8

1 Vådområdeovervågning: formål, organisering og strategi 9

- 1.1 Formål 9
- 1.2 Organisering 9
- 1.3 Arbejdsdeling 9
- 1.4 Overvågningsstrategi 10
- 1.5 Retableringsprojekter 1998 10
- 1.6 Vidensopbygning 11

2 Vådområdetyper 12

- 2.1 Ændret vandkredsløb 12
- 2.2 Hævning af vandløbsbunden og ændret vandføringsevne 15
- 2.3 Retablering af nyetablering af en sø 17

3 Indledende opstilling af vand- og stofbalance for vådområdet 18

- 3.1 Kortlægning af nedsivningsområdet 18
- 3.2 Opstilling af indledende vandbalance for nedsivnings- og udstrømningsområdet 19
- 3.3 Opstilling af indledende kvælstofbalance for udstrømningsområdet 20

4 Vand- og stofbalancer for vådområder 23

- 4.1 Faktorer af betydning for grundvandsgennemstrømning 23
- 4.2 Jordbund 23
- 4.3 Jordart 24
- 4.4 Tekstur 26
- 4.5 Vandstandsror - piezometerror 27
- 4.6 Udregning af det hydrauliske potentiale 29
- 4.7 Hydraulisk ledningsevne 29
- 4.8 Stationsnet 38
- 4.9 Anvendelse af piezometerror til udtagning af vandprøver 38
- 4.10 Måling af næringsstoffer og opstilling af stofbalancer - grundvand 39
- 4.11 Overfladevand 40
- 4.12 Grundvand - måling af denitrifikation med Ar/N₂ metoden 42
- 4.13 Model 43
- 4.14 Eksempler på overvågningsstrategier 43

5 Stofbalance - synkronmålinger i vandløb 49

- 5.1 Overvågningsdesign 49
- 5.2 Dataindsamling ved synkronmålinger i vandløb 50
- 5.3 Statistisk redegørelse for synkronmåledesign og testgrundlag 50
- 5.4 Stationering, prøvetagning og databehandling 55

6 Stofbalance – søer 56

- 6.1 Målinger/estimer til brug ved beregning af vand og stofbalancer for søer 56
- 6.2 Opstilling af vand- og stofbalancer for søer 56
- 6.3 Stoftilbageholdelse 58
- 6.4 Vandkvalitet 59

Naturindhold

Terrestrisk vegetation

7 Baggrund, principper for overvågning 64

- 7.1 Formål 64
 - 7.1.1 Overordnet metode 64
- 7.2 Metoder til vegetationsregistrering 65
- 7.3 Metoder til kvantitativ vegetationsanalyse 66
 - 7.3.1 Permanente prøvelfelter 66
 - 7.3.2 Fotodokumentation 68
- 7.4 Metoder til overvågning af hydrologi, jordbund og menneskelig påvirkning 68

8 Vandløb – søer 72

- 8.1 Vandløb 72
 - 8.1.1 Minimumsniveau for overvågning 72
 - 8.1.2 Detaljeret biologisk og vandløbsfysisk overvågning 72
- 8.2 søer 73

9 Højere fauna 75

- 9.1 Fugle 75
- 9.2 Pattedyr (odder) 78
- 9.3 Padder 82

10 Dataudveksling og rapportering 87

11 Basisovervågning 88

- 11.1 Topografi og arealanvendelse i projektområde og afstrømningsopland 88
- 11.2 Jordbund 90
 - 11.2.1 Jordart 90
 - 11.2.2 Humusindhold 90
 - 11.2.3 Tekstur 91
- 11.3 Hydrologi og næringssalte 91
 - 11.3.1 Grundvandsgennemstrømning 91
 - 11.3.2 Overrisling 92
 - 11.3.3 Oversvømmelse 92
 - 11.3.4 Næringssalte – prøvetagning og analyser 93
- 11.4 Vegetationsanalyse 94
 - 11.4.1 Permanente prøvelfelter 94
 - 11.4.2 Fotodokumentation 96
 - 11.4.3 Jordbundsbeskrivelse 96
 - 11.4.4 Jordbundskemi 96
- 11.5 Fugle 97
 - 11.5.1 Kortlægning af yngleterritorier 97
- 11.6 Lavvandede søer 98

Referencer 99

Bilag

- Bilag 7.1 Oversigt over danske plantesamfund på lavbundsarealer 105
- Bilag 7.2 Kodebeskrivelse 112

Forord

I forbindelse med VMP II blev det bl.a. besluttet, at der frem til år 2003 skal reableres 16.000 ha vådområder. Det forventes, at dette virkemiddel vil reducere kvælstoftilførslen til overfladevand med ca. 5.600 t N årligt, ligesom det generelt vil øge naturindholdet i landskabet. Det er ligeledes forudsat, at reableringsprojekterne ikke må forøge frigivelsen af f.eks. fosfor, jern og svovl.

I forbindelse med VMP II skal DMU og DJF foretage evaluering af den samlede plan i årene 2000 og 2003, herunder af effekten af reablering af vådområder. Det er derfor besluttet, at der skal gennemføres overvågning af reablering af vådområder inden for en ramme på ca. 4,5 mio. kr. pr. år.

Formålet med denne tekniske anvisning er at beskrive en række metoder, der kan bruges af amterne til at vurdere effekten af konkrete reablerede vådområder. Den tekniske anvisning vil herunder også være grundlaget for de aftaler mellem SNS og relevante amter om overvågning til brug for den nationale evaluering af VMP II i 2003.

2. udgave. I 2. udgave af teknisk anvisning er indberetningskemaerne fjernet. De findes i stedet på adressen: http://www.dmu.dk/1_Om_DMU/2_Tvaerfunkt/3_vmp2/default.asp

3. udgave. I denne 3. udgave af teknisk anvisning er der foretaget mindre sproglige rettelser. Kapitel 3.3 er ændret således, at det ikke er tilladt at anvende gennemsnitsværdier (erfaringsværdier) for drænvandskoncentrationer. I kapitel 6.3 er det præciseret at søfømmelen ikke kan anvendes ved opholdstider under 7 dage.

Opbygning og indhold af den tekniske anvisning

Den tekniske anvisning er opbygget som et katalog, hvorfra man vælger de metoder, der skal anvendes for et givet område, der skal overvåges. Det er gjort, fordi der ikke er fastlagt strikte retningslinier for indhold og omfang af overvågningen. Samtidig dækker begrebet *vådområde* over flere typer med forskellige karakteristika og udgangspunktet – ”før typen” om man vil – vil også være forskellig. For et givet område fastsættes det nøjagtige indhold af et overvågningsprogram af Koordinationsudvalget, og det vil blive gjort ud fra de karakteristika området måtte have. Kvælstoffjernelsen vil dog altid skulle monitoreres, og dernæst må det øvrige indhold af overvågningen (f.eks. naturindhold) afhænge af en konkret vurdering af det pågældende område.

Det bør bemærkes, at flere af kapitlerne (3, (4), 5, 6) også med fordel kan anvendes ved udpegning af egnede områder, det gælder specielt med henblik på at estimere kvælstofbelastningen af et potentielt VMP-II vådområde (kapitel 3, 5, 6).

1 Vådområdeovervågning: formål, organisering og strategi

1.1 Formål

Det overordnede formål med overvågningen er at tilvejebringe en **national** opgørelse af effekten af retablering af vådområder på kvælstoffjernelse, naturindhold i vådområder samt på uønskede miljøeffekter (f.eks. frigivelse af fosfor, jern og svovl).

Overvågningsresultaterne skal indgå i DMU's og DJF's evaluering af den samlede effekt af VMP II og i Danmarks rapportering i forbindelse med EF's Nitratdirektiv. Endvidere kan overvågningen medføre justeringer i igangsatte projekter, hvis der dokumenteres uønskede effekter.

1.2 Organisering

Overvågningen er et samarbejde mellem SNS, DMU og amterne.

Styringsgruppen for overvågningen udgøres af Koordinationsudvalget for vådområder med repræsentanter for Skov- og Naturstyrelsen (formand), Strukturdirektoratet og Amtsrådsforeningen. DMU medvirker i Koordinationsudvalget, herunder i forbindelse med overvågning.

Skov- og Naturstyrelsen holder løbende Aftaleudvalget for NOVA 2003 orienteret om overvågningsaktiviteterne, ligesom DMU skal sikre den fornødne koordination mellem overvågning af retablerede vådområder og den øvrige vandmiljøovervågning, således at resourceforbruget optimeres.

1.3 Arbejdsdeling

SNS har det overordnede administrative ansvar.

DMU har det faglige ansvar for at det overordnede formål med overvågningen opfyldes. DMU's opgaver omfatter bl.a.

- udarbejdelse af teknisk anvisning til brug for amtslige driftsopgaver
- udarbejdelse af indstilling til Styringsgruppen om overvågningsaktiviteter i forbindelse med konkrete retableringsprojekter, herunder om økonomien
- national databehandling, modelberegning mv.
- årlig rapportering af miljø- og natureffekter af retableringsprojekter

Et amt kan efter beslutning i Styringsgruppen indgå aftale med SNS om ansvaret for konkrete overvågningsopgaver, herunder

- prøvetagning og analyser
- kvalitetssikring af data
- dataudveksling
- projektrapportering baseret på paradigma udarbejdet af DMU

1.4 Overvågningsstrategi

Det kan forventes, at implementeringen af retableringen af vådområder sker i form af projekter rækkende fra større sammenhængende områder til mindre på få ha. Overvågningen skal derfor tilrettelægges således, at indsatsen optimeres for at få det bedst mulige estimat af den nationale effekt af strategien for de afsatte ressourcer.

Overvågningsstrategien omfatter

- intensiv overvågning af 2-3 større og tidligt igangsatte retableringsprojekter
- ekstensiv overvågning af et betydeligt antal projekter
- ingen overvågning af mindre projekter. Her modelberegnes effekten på kvælstoffjernelsen ud fra data fra forundersøgelserne.

Det nærmere indhold af intensiv og ekstensiv overvågning og daggrundlag for modelberegningerne vil blive beskrevet i den tekniske anvisning. For overvågning af naturindholdet vil den ekstensive overvågning fokusere på langtidseffekten.

Overvågningsdata skal have en så høj kvalitet, at data kan udnyttes videnskabeligt, ligesom overvågningen skal tilrettelægges, således at der sker en videnopbygning, som kan bruges ved fremtidige retableringsprojekter.

1.5 Retableringsprojekter 1998

Vådområder der er etableret i 1998 eller senere og som er financiert af andre midler end VMP-II skal ligeledes indgå i Danmarks rapportering om opfyldelsen af Nitratdirektivet. Sådanne projekter omfatter bl.a. Skjern å-projektet. Vurderingen af effekten på nitratfjernelsen skal foretages af DMU ud fra tilgængelige informationer i amterne. Der kan således være tale om beregninger ud fra overvågningsdata, alternativt modelberegninger og skøn.

Det er forudsat, at DMU kontakter de relevante amter og om nødvendigt besigtiger projekterne. Det er ligeledes forudsat, at amterne stiller relevante data til rådighed for DMU og medvirker i dialogen. Kapitel xx indeholder forslag til hvilke basisoplysninger, der er nødvendige for at lave den nationale opgørelse.

Vurderinger af projekter finansieret uden for VMP II-aftalen skal foretages adskilt fra projekter under VMP II-aftalen.

1.6 Videnopbygning

Overvågningen af retablering af vådområder skal tilrettelægges intelligent, således at der sker en videnopbygning med henblik på optimering af fremtidige projekter. I den differentierede strategi vil dette ikke mindst ske i forbindelse med den intensive overvågning.

Til at understøtte overvågningsstrategien vedr. kvælstoffjernelse gennemfører DMU to forskningsprojekter

- **Udvikling og aftestning af Ar/N-metode**
Traditionel overvågning af kvælstoffjernelse ved retablering af våde enge sker ved opstilling af massebalancer og er omkostningstung. På DMU er der udviklet en metode til in situ-måling af kvælstoffjernelse som potentielt vil muliggøre en væsentlig mere omfattende overvågning for de samme ressourcer. I 1998-2001 vil metoden blive videreudviklet og testet med henblik på at operationalisere metoden, således at den efterfølgende kan anvendes af amterne.
- **Modellering af kvælstoffjernelse**
Det vil ikke være muligt at overvåge samtlige retableringsprojekter, og effekten af ikke overvågede projekter, herunder projekter uden for VMP II-aftalen skal derfor modelberegnes. Der skal derfor i 1999-2002 udvikles modeller, som ud fra varierende input af data kan beregne effekten på kvælstoffjernelsen. Modellerne vil blive valideret på overvågningsdata.

DMU har i 1996-98 gennemført et naturkvalitetsprojekt, bl.a. omhandlende enge.

Vådområdestrategiens konsekvenser for den terrestriske vegetation er kun undersøgt i ganske ringe omfang herhjemme. Derfor har DMU igangsat et 3-årigt Ph.D. projekt, der har til formål at identificere nøglefaktorer forvegetationens udvikling i de tidligste successionsstadier efter en vandstandshævning. Ligeledes er det hensigten at udvikle redskaber, som kan forudsige langtidseffekten på naturindholdet (vegetationen) i forbindelse med retableringen af våde enge, herunder behovet for plejeforanstaltninger for at opnå et ønsket naturindhold. Dette skal ske gennem videreudvikling af empiriske eller dynamiske modeller. Datagrundlaget vil være eksisterende nationale/internationale data suppleret med data fra eksisterende vådområder.

2 Vådområdetyper

Indledning

De vådområder, der vil være egnede til at fjerne kvælstof, kan ikke henføres til en enkelt type. Det kan være lavvandede søer, moser, våde enge, sumpskove, rørskove m.fl. Et fælles træk for de forskellige typer skal være, at de efter genetableringen vil blive gennemstrømmet af vand, hvadenten det er overfladevand, grundvand eller en kombination af begge.

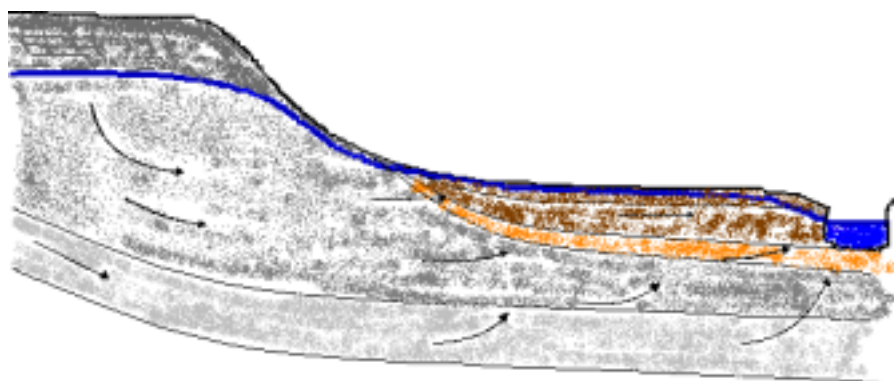
Biologisk set kan det i visse tilfælde være svært at forudsige præcis hvilken type vådområde, der vil opstå efter en retablering, selvom det afvandede områdes forhistorie er velkendt via gamle kort og afvandingsplaner. Det hænger sammen med, at der under afvandingen kan være sket store forandringer, typisk sætninger, der gør, at området ikke vil genopstå som samme type vådområde. Også andre forhold som vejanlæg, bebyggelser og andre befæstninger kan gøre, at det ikke er de oprindelige naturgivne forhold, der vil genopstå. Endelig - og måske vigtigst - kan jordbundsforholdene i forbindelse med afvandingen både fysisk (f.eks. sætninger) og kemisk have ændret sig markant, ved at tørven er blevet bortoxideret ("brændt af"), mineraler blevet oxideret, stoffer blevet udvasket m.m. De fysisk-kemiske processer, der er foregået under afvandingen, er ikke nødvendigvis reversible, og vandet, som skal gennemstrømme området, vil formentlig både have et andet strømningsmønster og en anden elementsammensætning end tidligere, og det genetablerede vådområde vil alene på baggrund af de fysisk-kemiske forhold udvikle sig efter de nye betingelser. Hertil kommer så på den biologiske side de faktorer der betinger hvilke dyre- og plantesamfund, der vil blive etableret på et givet areal - en udviklingsproces der givet tager betydelig længere tid end områdets fysisk-kemiske tilpasning til de vandmættede forhold.

2.1 Ændret vandkredsløb

Det er en forudsætning, at vandets kredsløb skal ændres, når afvandede vådområder skal genetableres. Der vil være flere måder at gøre dette på, men udgangspunktet skal være en vurdering af forholdene i det aktuelle projektområde.

Den enkleste løsning er at sløjfe dræn og grøfter, så vandet igen løber frit i jorden (figur 2.1). Dette vil også give de bedste betingelser for etablering af den naturlige vegetation og også den mest effektive kvælstoffjernelse. Samtidig vil man have en situation, hvor vegetationen vil blive meget lidt berørt af de tilførte næringsstoffer. Det skyldes, at grundvandet ikke nødvendigvis løber i rodzonen alene - modsat overrisling, hvor vandet skal passere rodzonen, hvorved planterne får fuld adgang til næringsstofferne. Endvidere har erfaringerne indtil nu vist, at så snart det tilførte grundvand møder anearo-

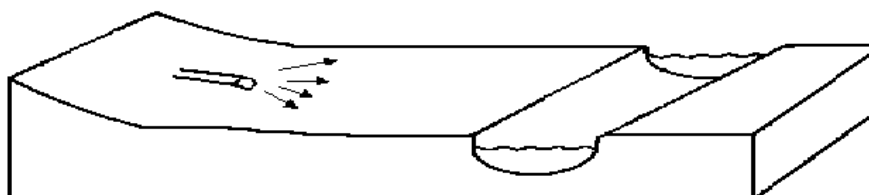
be forhold starter denitrifikationen, og denne foregår med stor hastighed over et rumligt set meget begrænset område.



Figur 2.1 Tværsnit af ådal, hvor grundvandet naturligt løber ud mod vandløbet.

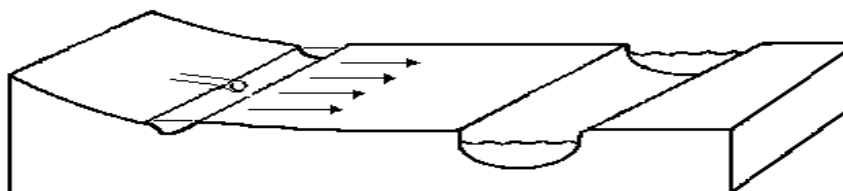
Afskæring af dræn fra oplandet

I brede ådale, hvor oplandet er drænet, vil man i mange tilfælde kunne afskære drænet ved ådalsskrænten og lade drænvandet strømme ud over vådområdet, hvorefter vandet infiltreres og siver gennem jorden og ned mod vandløbet, som skitseret i figur 2.2. Såfremt vådområdet også er drænet, må det sikres, at drænene også her sættes effektivt ud af funktion ved tilpropning eller opgravning, da de ellers vedbliver med at fungere helt eller delvis.



Figur 2.2

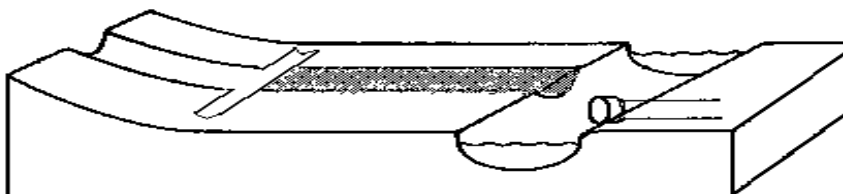
Hvis ådalen ikke er meget bred, eller der er andre forhold, der gør sig gældende, kan det være nødvendigt at etablere en fordelerkanal ved ådalsskrænten. Kanalen løber langs ådalsskrænten og skal sikre, at vandet fordeles jævnt ud over hele vådområdet som vist på figur 2.3. Alternativt kan man etablere en rende, der er fyldt op med højpermeabelt materiale som grus eller sten.



Figur 2.3

Blokering af grøfter fra oplandet

Grøfter fra oplandet må ligeledes sættes ud af funktion, når et vådområde skal genoprettes (figur 2.4). Det kan gøres på lignende måde som vist i de to foregående eksempler. Grøfterne i selve vådområdet kan eventuelt sættes ud af funktion med skodder, hvis de ikke fjernes helt. Fyldes grøfterne op, må opfyldsmaterialet ikke lede vandet bedre end jorden i det genoprettede vådområde, da vandet ellers til dels stadig vil strømme i og omkring de sløjfede grøfter.



Figur 2.4

Oplandet ikke drænet

Hvis det kun er selve vådområdet, der er afvandet, mens oplandet ikke er drænet, gælder det først og fremmest om at sætte tidligere dræn og grøfter effektivt ud af funktion, således at de naturlige strømningsforhold igen bliver fremherskende.

Afløbsforhold

Udover at der naturligt er overfladisk afløb fra søer og lavmoser vil det også i visse andre tilfælde kunne anbefales at etablere overfladiske afløb fra vådområder (figur 2.5). I situationer, hvor der foregår overfladisk afstrømning fra vådområdet kan et veldefineret afløb, placeret hvor vandet naturligt vil strømme af, være en fordel. Det vil kunne hindre, at der specielt i etableringsfasen sker erosion af vandløbsbrinkerne.



Figur 2.5

Hydraulisk belastning

For de vådområder, der skal modtage dræn- og eller grøftvand fra oplandet ved en genopretning, må den hydrauliske belastning og kvælstofbelastningen vurderes. Forholdet mellem opland (oplandet til vådområdet) og vådområde skal stå i rimeligt forhold til hinanden,

dvs. den vandmængde, der tilledes fra oplandet (nedsivningsområdet), skal svare til, hvad der naturligt ville strømme til vådområdet (udstrømningsområdet), såfremt oplandet ikke var drænet og eller grøftet. En for stor hydraulisk belastning kan medføre, at vandet meget hurtigt strømmer som overfladevand direkte til vandløbet, uden at der sker en effektiv nitratfjernelse. En anden uheldig effekt kan være, at kvælstofbelastningen bliver for stor.

Principielt vil den vandmængde, der strømmer til et vådområde, være givet ved nedbørsoverskuddet fra oplandet (nedbør - fordampning).

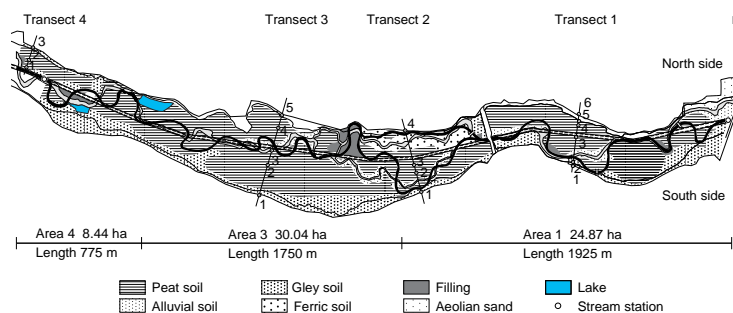
Engvandingens anlæg

Engvandingens anlæg som de kendes fra tidligere dvs. anlæg hvor man via en tud i vandløbet (vandingsskanalen) leder vandet ind gennem engen via en række rislerender og eventuelt overskydende vand ledes ud i den modsatte ende til vandløbet. Sådanne anlæg havde til formål at give fugtighed og næringsalte til engen, som udelukkende anvendtes til høslæt. Det skal imidlertid påpeges, at vedligeholdelsen af sådanne vandingsege er omkostningskrævende, fordi rislerenderne skal holdes vedlige. De kan ikke anvendes til græsning, da rislerenderne herved ødelægges. Vandingsege må derfor nok mere betragtes som et kulturhistorisk fænomen end som en brugbar metode til genopretning af vådområder.

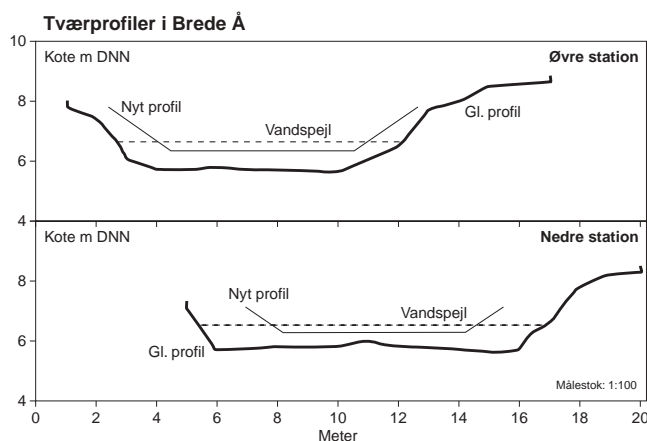
2.2 Hævning af vandløbsbunden og ændret vandføringsevne

Ådalsgenopretning, hvorved der genskabes bedre hydrologisk kontakt mellem et vandløb og dets ådal, er en af de metoder der kan anvendes til at genskabe vådområder. Mange vandløb har i dag en unaturlig stor vandføringsevne, hvilket betyder, at de hurtigt kan lede overskudsnedbør væk fra oplandet og højtliggende grundvand væk fra de omkringliggende enge og marker via grøfter, kanaler eller dræn. Det skyldes de store dyrkningsinteresser i ådalen, hvor der ofte er en meget organisk rig jord med gode fugtighedsforhold.

I forbindelse med genslyngninger af vandløb har det ofte været muligt at reducere den bredfyldte vandføring i vandløbet og dermed øge oversvømmelsesfrekvensen i de tiliggende arealer. Det er sket ved at hæve bundkoten over dele af vandløbets længde, ved at udnytte eksisterende styrt og stryg, ved at indsnævre bredden af vandløbet og ved generelt at nedsætte faldet over strækningen på grund af det øgede længdeforløb i det slyngede vandløb. Herved reduceres den bredfyldte vandføring. Eksempelvis blev den bredfyldte vandføring ved genslyngningen af de nedre dele af Brede Å mere end halveret på den øvre strækning, hvilket medførte en stigning i oversvømmelsesfrekvens fra 0 døgn før til 33 døgn efter genslyngningen i vinteren 1994/95 (*Kronvang et al., 1998*).



Figur 2.6 Længdesnit af restaureret strækning af Brede å mellem Bredebro og Løgumkloster.



Figur 2.7 Vandløbsprofiler før og efter restaurering af Brede å på strækningen mellem Bredebro og Løgumkloster.

Tabel 2.1 Brede å, oversvømmelsesfrekvens mm., før og efter restaurering. Resultaterne beror på målinger fra vandløbsstationer placeret ved transekt 1 (øvre) og 3 (nedre), se figur 2.6.

	Før		Efter	
	Øvre st.	Nedre st.	Øvre st.	Nedre st.
Oversvømmelsesfrekvens (timer)	0	0	831	81
Bredfyldt vandføring ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	25,3	17,9	10,4	9,8
Bredfyldt dybde (m)	2,4	2,7	1,9	1,7
Bundhældning (m m^{-1})	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$	$3,6 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$

Som en konsekvens af genslyngningen, vil der efter at indvandringen af vandplanter i det genslyngende forløb er tilendebragt, være sket en generel reduktion af vandføringsevnen i vandløbet. Det vil permanent give sig udslag i en højere grundvandsstand i engene omkring vandløbet, en effekt der dog klinger af ud mod ådalsskrænten. Hvis ådalsgenopretningen følges af en sløfning af grøfter og dræn i ådalen vil det yderligere medvirke til at ådalen forsumper.

Nedsættelse af vandløbets vandføringsevne og dermed en øget grundvandsstand på arealerne tæt på vandløbet kan også opnås alene ved at ændre vandløbsvedligeholdelsen. Det kan f.eks. ske ved udelukkende at bortskære grøden i en strømmende fremfor at fjerne al grøden i vandløbet. Herved nedsættes vandføringsevnen på grund af de tilbageværende planters modstand mod vandets strømning, og der skabes mulighed for en hurtig sedimenttilvækst i bredzonerne med tilbageværende grøde. Vandløbet kan dermed hurtigt indsnævres og riparisk vegetation kan indvandre i de hævede bredzoner. På

sigt vil dette også medvirke til at øge oversvømmelsesfrekvensen (tabel 2.1) og forstærke hævnningen af grundvandsspejlet i ådalen.

2.3 Retablering eller nyetablering af en sø

I det åbne land er henved $\frac{3}{4}$ af de danske søer forsvundet i løbet af dette århundrede (*Jensen et al., 1997*). Årsagen hertil er, at man har drænet og/eller pumpet vandet væk fra området. Ofte vil en sø kunne genoprettes blot ved at stoppe pumpeaktiviteterne. Eventuelt vil det være nødvendigt at genskabe de naturlige afløbsforhold, hvis afløbet er uddybet for at øge vandafstrømningen. I sådanne tilfælde vil et retableringsprojekt for en sø med fordel kunne kombineres med et vandløbsrestaureringsprojekt for sø afløbet.

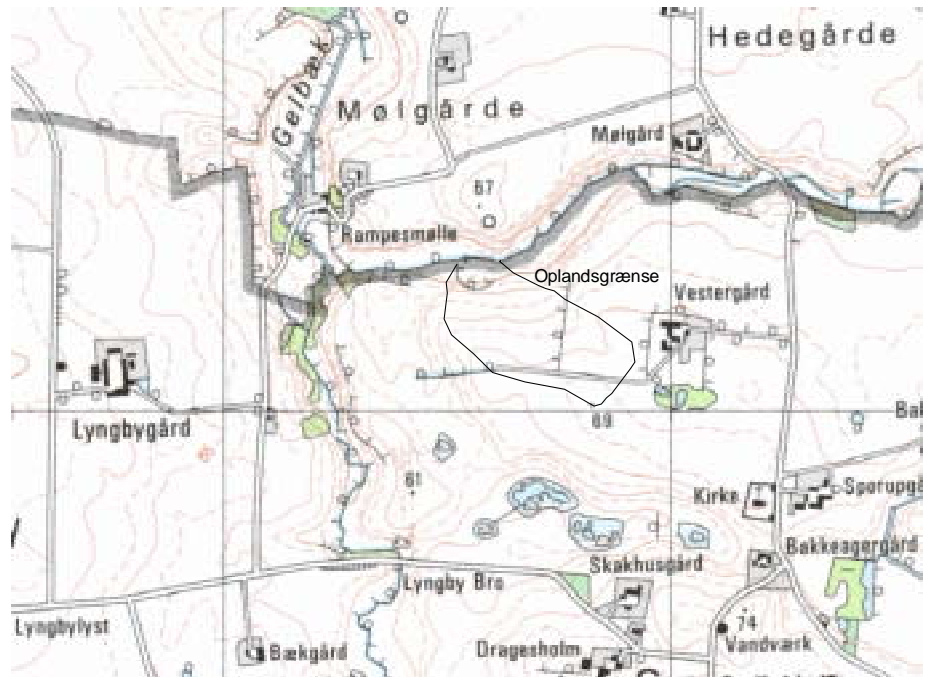
3 Indledende opstilling af vand- og stofbalance for vådområdet

Efter den første udpegning af et potentielt område, som kan genoprettes som vådområde, er det vigtigt at danne sig et overblik over, hvor meget vand og næringsstof, der tilføres fra dets tilhørende nedslivningsområde. Det er vigtigt både af hensyn til at vurdere det reablerede vådområdes senere funktion som kvælstoffilter og til at kunne vælge den rette overvågningsindsats.

3.1 Kortlægning af nedslivningsområdet

Ud fra det udpegede områdes afgrænsning i ådalen fastlægges det tilhørende nedslivningsområde ud fra det bedst muligt tilgængelige kortgrundlag. Nedslivningsområdets udstrækning og størrelse fastlægges simpelt ved at afgrænse det topografiske vandskel ud fra højdekurverne på kortet suppleret med viden om forløb af åbne vandløb og grøfter (figur 3.1). Er nedslivningsområdet drænet indhentes oplysninger om drænsystemer og deres oplande. Dette kan ske enten fra lokale lodsejeres drænoplysninger eller fra eksisterende arkiver ved f.eks. Hedeselskabet. Oplysningerne herom inddrages i fastlæggelsen af nedslivningsområdets udstrækning. Alternativt fastlægges nedslivningsområdet som grundvandsoplandet, ved at inddrage tilgængelige oplysninger om grundvandspotentialerne i området. I begge tilfælde opnås et kendskab til nedslivningsområdets udstrækning og størrelse.

Herefter indhentes oplysninger om nedslivningsområdets jordtype fra ADK's 1:50.000 kortgrundlag eventuelt suppleret med oplysninger fra GEUS's underjordskort (1:50.000). Arealanvendelsen i nedslivningsområdet, i form af oplysninger om hvor stor en andel af området som er dyrket, opgøres på baggrund af tilgængelige informationer fra amtets egne GIS-data, det nationale AIS-system, CORINE, CORINE+ eller ud fra kortblade (1:25.000 eller kort med højere opløsning).



Figur 3.1 Et eksempel på fastlæggelse af det topografiske opland – nedslivningsområdet – til vådområde (Fra Gjærn Å - Mølgårde).

3.2 Opstilling af indledende vandbalance for nedslivnings- og udstrømningsområdet

Opstillingen af en indledende vandbalance for hele nedslivnings- og udstrømningsområdets areal kan gennemføres ved fremskaffelse af data om de enkelte elementer i vandbalanceligningen:

$$N = E_{akt} + A_o + A_u + \Delta R$$

N er den til jordoverfladen korrigerede nedbør, E_{akt} er den aktuelle fordampning, A_o er afstrømningen fra hele nedbørsområdet via overfladisk afstrømning herunder vandløb, dræn og grundvand, A_u er eventuel udsivning eller indsivning af dybere grundvand fra/til nedbørsområdet (betyder at topografisk opland ikke er lig med grundvandsoplandet) og ΔR er opmagasinering af vand på jorden og i jordmagasiner. Ved indhentning af hydrologiske data over længere tidsperioder (10 år), kan der i praksis ses bort fra magasinleddet (ΔR). I denne indledende opstilling af vandbalancen for nedslivnings- og udstrømningsområdet vil det kun i sjældne tilfælde (ved større sammenhængende områder) være muligt at sætte tal på A_u . Hertil kræves nemlig detaljviden om grundvandspotentialerne i området.

Til brug for opstilling af den indledende vandbalance indhentes der tidsserier om nedbør og potentiel fordampning fra området (fx 10x10 km griddata). Nedbørsdata skal korrigeres til jordoverfladen ved hjælp af korrektionsfaktorer for perioden 1961-90 (Allerup et al., 1998). Den potentielle fordampning fra området kan omsættes til en aktuel fordampning ud fra viden om jordbundsforhold og arealanvendelse/afgrøder i nedbørsområdet. Eventuelt kan der anvendes en regional gennemsnitlig aktuel fordampning beregnet for 9 vandløbsoplande i Danmark (Clark et al., 1992). I fire jyske oplande er den aktuelle

fordampning i gennemsnit for perioden 1968-87 beregnet til 435 mm, 441 mm for to oplande på Fyn og 441 mm for tre oplande på Øerne. Den tilsvarende gennemsnitlige potentielle fordampning i de tre regioner er 536 mm, 553 mm og 561 mm. Sættes A_U og ΔR til nul i vandbalanceligningen kan vandmængden til rådighed for afstrømning bereregnes af $A_O = N - E_{akt}$.

På baggrund af ovenstående beregnes nu det samlede gennemsnitlige årlige vandvolumen i m^3 (A_O i m multipliceret med nedbørsområdets areal ($a_{nedbørsområde}$) i m^2), som er tilgængelig til afstrømning fra området og som potentielt kan strømme ud i og gennem det udpegede vådområde. Informationerne benyttes også til at beregne den hydrauliske belastning af det udpegede vådområde ($m^3 m^{-2} \text{ år}^{-1}$), ved at relatere det gennemsnitlige årlige vandvolumen (m^3) til vådområdets areal ($a_{vådområde}$).

Vandbalance for vådområde i Gjern Å systemet (jvf. ovenstående figur)

Nedbørsområdets areal ($a_{nedbør}$): 8,3 ha = $8,3 \cdot 10^4 m^2$

Vådområdets areal ($a_{vådområde}$): 0,3 ha = $3,0 \cdot 10^3 m^2$

Gennemsnitlig årlig nedbørsmængde (N): 769 mm

Korrigeret årlig nedbørsmængde (N_{korr}): 930 mm

Årlig aktuel fordampning (E_{akt}): 435 mm

$$A_O = N_{korr} - E_{akt} = 930 \text{ mm år}^{-1} - 435 \text{ mm år}^{-1} = \underline{495 \text{ mm år}^{-1}}$$

Årlig tilstrømning til vådområdet:

$$Q = A_O \cdot a_{nedbørsområde} = 495 \text{ mm år}^{-1} \cdot 8,3 \cdot 10^4 m^2 = \underline{4,1 \cdot 10^4 m^3 \text{ år}^{-1}}$$

Hydraulisk belastning af vådområdet:

$$Q_{vådområde} = Q / a_{vådområde} = 4,1 \cdot 10^4 m^3 \text{ år}^{-1} / 3,0 \cdot 10^3 m^2 = \underline{13,7 m^3 m^{-2} \text{ år}^{-1}}$$

3.3 Opstilling af indledende kvælstofbalance for udstrømningsområdet

På baggrund af den indsamlede viden om nedsivningsområdets størrelse, jordtype, dræningsforhold og arealanvendelse beregnes den samlede kvælstoftilførsel til udstrømningsområdet. Kvælstoftilførslen kan beregnes på flere måder alt afhængig af dræningsforholdene i nedsivningsområdet. Det anbefales at benytte nedenstående ligning, som er opstillet på baggrund af flere års målinger af kvælstoftransporten i vandløb, der afvander små oplande:

$$N_{tab} = 1.124 \cdot \exp(-3.080 + 0.758 \cdot \ln(A) - 0.0030 \cdot S + 0.0249 \cdot D)$$

Det gennemsnitlige årlige kvælstoftab pr. hektar nedsivningsområde (N_{tab}) predikteres her ud fra vandbalancen for nedsivningsområdet (A i mm), andelen af dyrket areal i nedsivningsområdet (D i %) og andelen af sandjord i nedsivningsområdet (S i %).

Hvis nedsivningsområdet er drænet, kan der for den del af nedsivningsoplandet som er drænet i stedet benyttes målte koncentrationer af nitrat. Denne koncentration skal ganges med den årlige vandafstrømning i drænet, som kan sættes lig med nettonedbøren * 0.7 fra drænoplandet.

(**Bemærk** venligst at dette er en ændring i forhold til den tidligere tekniske anvisning, hvor der stod skrevet at man kunne anvende en gennemsnitsværdi for drænvandskoncentrationen på 17.2 mg N l^{-1} . Der er imidlertid alt for stor variationsbredde på gennemsnitstallet til at det kan anvendes ved beregning af tilførsel af kvælstof fra det direkte opland. Ved måling af drænvandsafstrømning har det endvidere vist sig, at der løber mindre vand ud af drænene end nettonedbøren, nemlig maksimalt $0.7 \times$ nettonedbøren.

Det samlede kvælstoftab fra nedsivningsområdet omregnes til en kvælstofbelastning af det potentielle vådområde ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) ved at dividere det beregnede kvælstoftab fra nedsivningsområdet med vådområdets størrelse.

Ovenstående indledende opstilling af vand- og stofbalancer kan nu udnyttes til at planlægge overvågningsindsatsen, specielt i relation til muligheden for at udnytte synkronmålinger i vandløb. Hvis der findes vandløbsmålestationer i nærheden af det planlagte vådområde kan vand- og kvælstoftransporten i vandløbet før vådområdet estimeres ud fra resultater fra denne målestation. Alternativt kan den årlige kvælstoftransport estimeres ved at anvende ovenstående empiriske kvælstofmodel ved at indhente de nødvendige oplysninger om vandløbsoplandet opstrøms vådområdet.

I nedenstående eksempel vises en beregning fra en restaureret strækning af Brede å.

Eksempel: Restaureret strækning af Brede Å mellem Koldingvej og Søgård Plantage.

Vådområde beregning

Beregning af mængden af kvælstof der tilføres vådområdet fra oplandet.

Opland til potentielt vådområde:	700 ha
Vådområdets areal:	63 ha
Beregnet årlig vandtilstrømning:	200 mm
Sandjord i oplandet til vådområdet:	90%
Dyrket areal i oplandet til vådområdet:	90%

Beregnet årlig kvælstoftilførsel til vådområdet pr. hektar opland ved hjælp af den empiriske model: **21 kg N ha⁻¹**

Samlet årlig kvælstoftilførsel til vådområdet: $21 \text{ kg N ha}^{-1} * 700 \text{ ha} =$ 1,47 10⁴ kg N

Samlet årlig kvælstofbelastning af vådområdet pr. hektar vådområde: 233 kg N ha⁻¹

Den optimale kvælstofomsætning på 350 kg N ha⁻¹ kan således ikke opretholdes i dette tilfælde

Konsekvensberegning

1. Scenarie: 175 kg N ha⁻¹ (svarende til halvdelen af optimale rate) af kvælstoffet omsættes i vådområdet

Årlig tilførsel til vandløbet mellem de to målestationer: 1,47 10⁴ kg N
Omsat kvælstofmængde i vådområde 175 kg N ha⁻¹ * 63 ha: 1,10 10⁴ kg N

Omsat kvælstofmængde i procent af transport i vandløbet: 75%

2. Scenarie: 100 kg N ha⁻¹ omsættes i vådområdet

Årlig tilførsel til vandløbet mellem de to målestationer: 1,47 10⁴ kg N
Omsat kvælstofmængde i vådområde 100 kg N ha⁻¹ * 63 ha: 6,30 10³ kg N

Omsat kvælstofmængde i procent af transport i vandløbet: 43%

4 Vand- og stofbalancer for vådområder

Indledning

Opstilling af en pålidelig kvælstofbalance for et givet vådområde kræver et basalt kendskab til de hydrologiske forhold. Da vådområdet er udstrømningsområde for vand - det være sig grundvand eller overfladevand - skal det overordnede strømningsmønster klarlægges inden placering af målepunkter og prøvetagningsfrekvens kan fastsættes. For at kunne give en karakterisering af strømningsmønsteret skal man have et basalt kendskab til de hydrologiske forhold i området, og heri indgår også kendskab til områdets geologiske opbygning, topografi og jordbundsforhold foruden kendskab til det frie grundvandsspejl, grundvandsmagasinerne potentialer og potentialegrader.

4.1 Faktorer af betydning for grundvandsgennemstrømning

Mængden af grundvand, der strømmer gennem udstrømningsområdet, vil overordnet set være betinget af trykforholdene (de hydrauliske potentialer) i oplandet (nedsivningsområdet) og udstrømningsområdet (vådområdet).

Der skal være en trykforskel, der kan drive vandet gennem vådområdet og ud til recipienten. Hvor i vådområdet grundvandet eksakt strømmer, er betinget af jordbundsforholdene.

4.2 Jordbund

I jordlag med høj hydraulisk ledningsevne vil vandet strømme med høj hastighed sammenlignet med jordlag med lille hydraulisk ledningsevne, idet springet i ledningsevne mellem vandledende jordlag (høj hydraulisk ledningsevne) og vandstandsede jordlag (lille hydraulisk ledningsevne) kan være ganske betydeligt, som det fremgår af nedenstående tabel:

Det er derfor vigtigt, at der foretages en jordbunds-karakterisering af vådområdet af hensyn til de hydrologiske målinger, men også til brug ved den indledende vurdering af områdets evne til næringssalt-fjernelse (indhold af organisk materiale - tørvemægtighed). Det er ikke meningen, at der skal foretages en fuldstændig jordprofilbeskrivelse, men snarere at beskrive de enkelte jordlags (horisonter) egenskaber i forhold til hydrologi og næringsstofomsætning. Ved jordbunds-karakteriseringen beskrives jordlagenes placering i forhold til hinanden, deres tykkelse, farve (Munsell farvekort), grundtekstur for minerogene jordlag (visuelt skøn kombineret med gnidning af prøven i håndfladen), og for organiske jordlag tørvens fiberindhold og omsætningsgrad (langs en skala fra uomsat - svagt omsat - moderat omsat - stærkt omsat - fuldstændig omsat, kombineret med en be-

dømmelse af fiberindholdet). Andre karakteristika noteres hvis de giver jorden et særlig præg (f.eks. konkretioner og noder, cementering, indslag i jordlaget (f.eks. sand i tørven, sten i sandlaget, m.v.) og lugt (f.eks. lugt af svovlbrinte).

Tabel 4.1. Hydrauliske ledningsevner fra forskellige jordtyper.

Materiale	Mættet hydraulisk ledningsevne (m s ⁻¹)
Svagt humificeret tørv	1·10 ⁻⁴
Moderat humificeret tørv	5·10 ⁻⁵
Stærkt humificeret tørv	1·10 ⁻⁵
Kompakt tørv	5·10 ⁻⁷
Grovkornet sand (500-2000 µm)	1·10 ⁻³
Mellemkornet sand (125-500 µm)	1·10 ⁻⁴
Finkornet sand (63-125 µm)	1·10 ⁻⁵
Gyttjeholdigt sand	1·10 ⁻⁶
Silt fra til	1·10 ⁻⁶ 1·10 ⁻⁹
Ler fra til Kalkgytje	1·10 ⁻⁹ 1·10 ⁻¹¹ 1·10 ⁻¹¹

4.3 Jordart

I denne sammenhæng er jordart, tekstur og humusindhold de vigtigste elementer i jordbundskarakteriseringen. Følgende opdeling kan være hensigtsmæssig (simplificeret efter *Greve og Sørensen, 1992; Larsen et al., 1988*).

Det er vigtigt at beskrive, hvilken jordart, man har med at gøre. Nogle af de jordarter, som er almindelige i vådområder, er:

Gytje
Tørv
Ferskvandsaflejring
Smeltevandsaflejring
Morænesand
Moræneler

Gytje skal her forstås bredt, som et sediment dannet i søer, i ådale eller på havbunden, og hvor de forskellige elementer er flyttet i forhold til deres oprindelige aflejningssted. Organisk materiale (meget finkornet) præger sedimentets overordnede karakter. Der kan skelnes mellem to typer:

Gytje

Kalkgytje (farve hvidlig)
Anden gytje (lysebrun – mørkebrun)

Tørv (indeholder mindst 12-18% kulstof)

Fibrist:>2/3 fiberindhold (i.e. fibre>0.15 mm); alternativ betegnelse: stærk fiberholdig

Hemist: 1/3-2/3 fiberindhold
 fiberholdig
 Saprist: <1/3 fiberindhold
 svag fiberholdig

Omsætningsgrad

I stedet for angivelse af fiberindholdet (eller som supplement) kan tørvens omsætningsgrad (humositeten) anvendes i en skala fra 1 til 10, hvor 1 betyder total uomsat og 10 betyder fuldstændig omsat (ingen fibre og udgangsmaterialet overhovedet ikke genkendeligt). Som alternativ kan anvendes termene i følgende 5 punkts skala: uomsat - svagt omsat - moderat omsat - stærkt omsat - fuldstændig omsat.

Har man at gøre med en tørvejord, hvor udgangsmaterialet oprindeligt er tørv, men hvor der er et vist mineralindhold (iblandet f.eks. ved sandfygning), kan man eventuelt inddele indholdet af uorganisk materiale i de enkelte tørvelag på følgende måde:

Svagt mineralholdig: <25% uorganisk indhold
 Mineralholdig: 25-50% uorganisk indhold
 Stærkt mineralholdig: >50% uorganisk indhold

Humusindhold

For lavbundsJORDE knytter der særlig interesse til jordens/jordlagenes organiske indhold og omsætningsgrad, det vil sige både indholdet af humus i minerogene lag (sand, ler) samt omsætningsgraden. Sidstnævnte gælder også for rene tørvelag. Humusindholdet kan angives på følgende måde:

Betegnelse	% Organisk kulstof	Kommentar
Humusfattig	<1	Findes normalt i ikke humusfarvede horisonter
Humusholdig	1-3	Findes ofte i meget lyse sandede top horisonter
Humusrig	3-7	Findes ofte i øverste jordhorisont i mineraljorde
Meget humusrig	7-20	Findes ofte i den øverste jordhorisont i våde jorde – og i tørv og gytje
Ekstrem humusrig	>20	tørv og gytje

Ferskvands- og smeltevandsaflejringer

Ferskvands- og smeltevandsaflejringer er typisk meget velsorterede aflejringer. Det er ikke væsentligt, om man skelner imellem smeltevands- og ferskvandsaflejringer. De er meget ens, både mht. udseende og egenskaber. Ofte støder man på sandede aflejringer (ferskvandssand), men ferskvands-silt og ferskvands-ler træffes også.

Moræneaflejringer er typisk dårligt sorterede aflejringer. De varierer meget mht. lerindhold. Man skelner overordnet mellem to typer moræneaflejringer: morænesand (<ca. 15% lerindhold) og moræneler (>ca. 15% lerindhold)..

4.4 Tekstur

Ved angivelse af en jordarts tekstur anvendes normalt et trekantsdiagram, fx. *Greve og Sørensens (1992)*. Ved hjælp af et trekantsdiagram angiver man en mineraljords teksturklasse ud fra jordartens relative indhold af sand, silt og ler. En sådan klassifisering bør foretages af en øvet beskriver, eller prøver skal sendes til laboratorieanalyse.

Med henblik på de hydrauliske forhold i lavbundsjord, kan man dog ofte nøjes med en mere grov beskrivelse af jordarternes tekstur. For de lerede jordarter kan man stille sig tilfreds med i selve jordartsnavnet at angive dens overordnede lerede karakter, fx. moræneler og ferskvandsler, - og derfor undlade at angive en teksturklasse for jordarten.

De grovteksturelle jordarter, fx. morænesand og mange ferskvands- og smeltevandsaflejringer, kan derimod på en grov måde beskrives ved hjælp af navnet på den kornstørrelse, der dominerer jordarten:

	<i>Teksturklasse</i>	<i>Dominerende kornstørrelse</i>
Stenede og grusede jordarter:	Sten	>20 mm
	Groft grus	6 - 20 mm
	Fint grus	2 - 6 mm
Sandede jordarter:	Grovsand	0,5 - 2,0 mm
	Mellemsand	0,125 - 0,500 mm
	Finsand	0,063 - 0,125 mm
Siltede jordarter:	Silt	0,002 - 0,063 mm

Hvis man mener, at det er muligt kan teksturklassen *ler* tilføjes til ovenstående (15-100% af prøven indeholder lerpartikler med kornstørrelse <2 µm)

Mellemsand kan evt. opdeles i fint mellemsand (0,125 - 0,200 mm) og groft mellemsand (0,200 - 0,500 mm). Det er også en god idé at angive jordartens sorteringsgrad, da den påvirker den hydrauliske ledningsevne. For eksempel er morænesand ofte dårligt sorteret.

Morænesand har iverigt ofte et vist indhold af ler og silt, hvilket ikke vil fremgå ud fra en teksturbeskrivelse ved hjælp af ovenstående grove klassifikationssystem. Ifølge det, vil en morænesand fx. kunne blive betegnet "mellem- til grovsand", hvorimod et egentligt teksturelt trekantsdiagram evt. vil klassificere samme jordart som "LER-HOLDIGT siltet mellem- til grovsand". Det er derfor altid vigtigt, at man angiver hvilket trekantsdiagram, man bruger, eller hvilket groft beskrivelsessystem - fx. det ovenstående - man anvender. Man bør altid angive hvilket beskrivelsessystem, der anvendes, da definitionen på hvad f.eks. "mellemsand" er, varierer også fra beskrivelsessystem til beskrivelsessystem.

Ved beskrivelse af sandede jordarters tekstur kan man med fordel anvende lup og mm-papir: korn fra jordarten fordeles på et lille stykke mm-papir og iagttages under lup. - For sandede jordarter kan man fx. udvælge et antal sandkorn, og for hvert enkelt af dem undersøge/vurdere, hvor mange der skal ligge efter hinanden, for at rækken af sandkorn bliver én mm lang.

Praktisk udførelse

Den praktiske udførelse af jordbunds-karakteriseringen kan gøres enten ved at grave et firkantet hul (egentlig jordprofilbeskrivelse) eller ved at udtage jordprøver med et hulbor (50 eller 100 cm længde) en såkaldt borebeskrivelse. Udgravning af et stort hul giver et godt visuelt billede af jordbundsforholdene, og man kan ofte erkende hvor i jordprofilet vandet løber, men i lavbundsområder fyldes hullet ofte meget hurtigt med vand, hvorfor metoden har sin begrænsning. Udtagning af jordkerner med hulbor eller andet prøvetagningsudstyr er knap så tidskrævende og samtidig kan man nå større dybder. Vandledende jordlag vil ofte afsløre sig ved at laget "driver" af vand eller ved at det er svært at få udtaget en borekerne fordi prøven ikke vil med op (den glider på grund af det høje vandindhold). For at få et overordnet rumligt billede af, hvorledes de dominerende jordlag fordeles sig gennem vådområdet, kan man på forhånd vælge at lægge et gridnet ud, f.eks. en række transekter og stationer med fast indbygdes afstand.

Det vil være hensigtsmæssigt at få en trænet person til at foretage jordbundsbeskrivelsen (f.eks. en geolog fra amtets grundvandsafdeling eller en eventuel rådgiver), da vedkommende vil være bekendt med de forskellige begreber og nomenklaturer, der anvendes.

4.5 Vandstands-rør - piezometerrør

Efter jordbunds-karakteriseringen er foretaget, som anvist ovenfor, kan man installere og positionere de rør, der skal bruges til måling af vandstand og udtagning af vandprøver til næringsstofanalyser.

Måling af det frie grundvandsspejl gøres ved at installere et pejlerør/vandstands-rør. Pejlerøret består af et rør, der rager så højt op over jordfladen at overfladevand ikke kan trænge ind i røret (f.eks. ved oversvømmelse). Under jordoverfladen er røret slidset op langs hele sin længde (filterdelen), og i bunden er monteret en prop (f.eks. en DBI-dut). Længden skal være så tilpas, at rørets filterdel altid er under grundvandsspejlet. Oftest anvendes pejlerør af PVC med en diameter på 25 mm. Rørene har muffe i den ene ende således at de nemt kan limes sammen. Efter installeringen renpumpes røret nogle gange. Har man mistanke om, at filteret eventuelt er stoppet til ved isætningen, kan man med fordel rense filteret med en stiv nylonbørste (disse fås i forskellige størrelser; man skal eventuelt selv montere en forlænger).

Hvis man skal kende vandets trykforhold (i.e. hydrauliske potentiale) i en bestemt dybde, f.eks. for at belyse grundvandets strømningsmønster, nedsættes pejlerør - også kaldet piezometerrør - med filterdelen lokaliseret i et veldefineret dybdeinterval. Da der kun ønskes information fra en bestemt dybde, er det uhyre vigtigt at piezometerrøret er i tæt kontakt med den omgivende jordmatrix. Dette kan gøres på flere måder. Den enkleste metode består i at udbore et hul, der er af præcis samme dimension som røret eller eventuelt en lille smule mindre, og derefter at banke røret ned til den ønskede dybde. Hullet skal være lidt længere end den dybde, hvori filteret skal sidde, således at eventuelt materiale, der måtte følge med røret ned, har plads i

det "overskydende" hulrum under filteret. Erfaringsmæssigt er metoden udmærket i vådområder, bl.a. fordi der ofte er meget organiske materiale (tørv) i lavbundsjord, og tørven giver nemt plads for røret. Som nævnt ovenfor er det vigtigt at renpumpe og rense filteret om nødvendigt.

Man kan også vælge at nedsætte et forerør inden man nedsætter det egentlige piezometerrør. Forerøret har en lidt større dimension end selve piezometerrøret og skal hindre uønsket kontakt med vand (og næringssalte) fra andre dybder end netop filterdybden). Forerøret isættes til en position lige ovenover den ønskede placering af filteret i piezometerrøret, hvorefter der udbores et lille hul for enden af forerøret, hvor piezometerørets filter skal sidde. Filteret kan pakkes med filtervæv eller en filtersok (fibertex, fås i forskellige maskestørrelser) for at hindre tilstopning, og/eller der kan pakkes rundt om filteret med filtersand (kvartsmel). Endelig kan man forsegle med bentonit ovenover filteret, som en sidste sikkerhedsforanstaltning. Da man skal kende koten på filteret, skal afstanden fra toppen af røret og ned til starten af filteret måles. Endvidere skal længden af filteret noteres.

Rør og filtre kan fås i forskellige materialer og udførelser afhængig af den opgave, der skal udføres (PVC, PEH, stål, jern m.v.). Rør og filter kan være sammenhørende dvs. med filteret siddende for enden af røret, eller de kan være adskilte, hvorved de skal skrues sammen inden isætning. Rør og filter skal være monteret med en bundprop - gerne kegleformet da det letter nedsætningen. Piezometerrør kan udover vandstandsmålinger også anvendes til udtagning af vandprøver til næringsstofanalyser. Som materiale anvendes PEH-rør (polyethylen), fordi de ikke giver afsmitning, og samtidig er det et udmærket materiale at arbejde med ved isætningen, bl.a. fordi det ikke splintrer så let som PVC-rør. Skal piezometerrørene anvendes til næringsstoffer er det tilrådeligt at vælge en dimension, der er stor nok til at man kan nedsænke en lille elektrisk pumpe (12 volt, flere fabrikater, bl.a. Dublo, Whale, Comet, Grundfos MP1), hvorved prøvetagningen lettes betydeligt. Der findes andre prøvetagningsmåder, men i denne sammenhæng (i.e. næringssalte) er det ikke nødvendigt med mere avancerede systemer.

Efter at piezometerrørene og vandstandsørerne er isat, skal de kotesættes. Det er ikke nødvendigt at gøre det i forhold til DNN, medmindre det tjener andre formål også. Det er også tilrådeligt at indmåle jordoverfladen ved siden af røret, da det ofte i den aktuelle situation vil være af interesse at kende grundvandsspejlets beliggenhed under jordoverfladen (f.eks. ved botanisk overvågning). Efter at rørene er kotesat, kan man give filtrene en kote ved at trække den målte afstand mellem rørets top og filteret fra den indmålte kote af rørets top.

Vandspejlet i piezometerrør/vandstandsør måles med en vandstandsmåler. De fleste elektroniske vandstandsmålere har kun centimeterinddeling, og man skal derfor skønne antallet af millimeter subjektivt, hvilket kan være vigtigt, da vandstandsforskellene i vådområder ofte er ganske små, men alligevel vigtige. Alternativt kan vandspejlet måles med et "pusterør", der er et stift rør (f.eks. stål eller

plexiglas), monteret med en meterstok af plastic (pålimet). Røret er forbundet med et stykke blød slange, hvorigennem man puster. Når rørets ende rammer vandoverfladen bobler det i munden, og man kan meget præcis sætte en negl på meterstokken, der således vil vise afstanden fra piezometerrørets top og ned til vandspejlet. Metoden er uhyre nøjagtig og let at bruge.

4.6 Udregning af det hydrauliske potentiale

For at kunne udregne vandbevægelsen i vandfyldt jord, dvs. under grundvandsspejlet, skal man kende det hydrauliske potential. Det hydrauliske potential kan angives i forhold til DNN eller blot i forhold til et selvvalgt referencepunkt (f.eks. en nedbanket stålpløk). De piezometerrør, der repræsenterer de punkter/stationer, hvor det hydrauliske potential ønskes bestemt kotesættes ved at toppen af piezometerrøret indmåles med et nivelleringsinstrument. Vandstanden i piezometerrøret måles som beskrevet ovenfor. Det hydrauliske potential udregnes herefter som toppen af piezometerrøret minus afstanden til vandspejlet fra piezometerrørets top (husk samme enhed, f.eks. meter)

Darcy's ligning.

Det hydrauliske potential, ψ , indgår i Darcy's ligning, der anvendes til beregning af vandets strømningshastighed over et givet tværsnit mellem to målepunkter.

$$v = K \frac{\psi_1 - \psi_2}{L}$$

hvor v er hastigheden, K er den hydrauliske ledningsevne, ψ det hydrauliske potential og l afstanden mellem målepunkterne. Det er nemmest at regne v i $m s^{-1}$, det hydrauliske potentiale i meter vandsøjle og l i meter, hvorved K skal regnes i enheden $m s^{-1}$, fordi brøken herved bliver dimensionsløs.

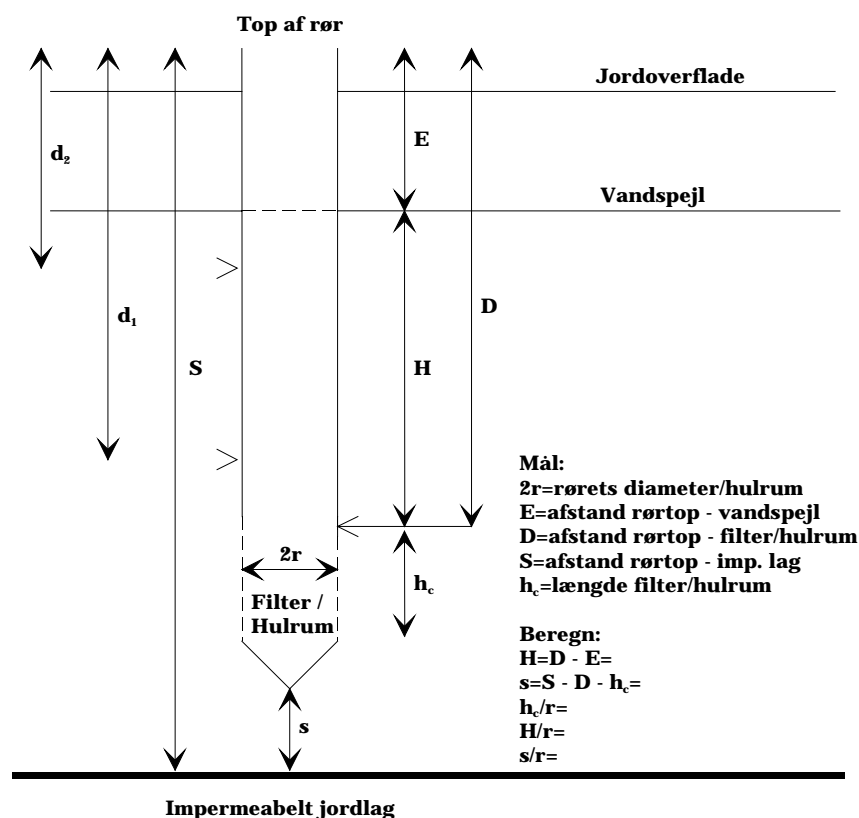
4.7 Hydraulisk ledningsevne

Som vist i tabel 4.1 varierer den hydrauliske ledningsevne stærkt med jordtypen, texturen og for organiske jorde omsætningsgraden. Det følger derfor også implicit, at den hydrauliske ledningsevne i de vandførende lag er af afgørende betydning for både vand- og stoftransporten og for tilbageholdelsen af næringsstoffer. I visse tilfælde, når jordbundsprofilet er let at tolke - f.eks. sandlag med en ensartet kornstørrelse - vil man kunne slå den hydrauliske ledningsevne op i tabeller i hydrologiske fagbøger.

Bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne kan gøres ved såkaldte "slug tests". Metoden kan udføres i forskellige varianter - borehulsmetoden, piezometermetoden, slugtestmetoden - som består i at måle med små tidsskridt eller kontinuert, hvor hurtigt vandet stiger i et rør, hvorunder der udboret et lille hulrum med kendt dimension (figur 4.1). Røret tømmes momentant for vand og målingen sættes i gang. Omvendt kan der også fyldes ekstra vand i røret, og derefter måler man, hvor hurtigt vandet synker til udgangsniveauet. Selve den praktiske udførelse foregår ved, at man udborer et hul ned til vandspejlet og sætter et piezometerrør eller f.eks. et messingrør ned i

hullet. Derefter anvendes et sneglebor, der har samme diameter som rørets indvendige diameter (i praksis 1 mm mindre). Med snegleboret nedsat gennem røret udbores 5-10 cm ad gangen, hvorefter røret presses tilsvarende længere ned. Dette gøres indtil man har nået den dybde, hvor målingen ønskes foretaget. Herefter udbores et hul på f.eks. 8-10 cm, hvis rørets diameter er 4 cm. Røret tømmes et par gange for vand, for at få eventuelt slam med op og hulrummets længde måles. Herefter kan målingen starte. Det er vigtigt at notere sig, om det udborede hulrum under røret bevarer størrelsen eller skrider sammen, da det har stor betydning for den senere beregning at kende hulrummets eksakte størrelse. Målingen foretages tre gange for at vurdere, hvor pålidelig målingen er. Nedenfor samt på figur 4.1 er beskrevet hvilke forskellige målinger og beregninger, der skal foretages ved bestemmelse af hydraulisk ledningsevne. Det kan anbefales at lade måling af hydraulisk ledningsevne udføre af en fagmand på området, da både den tekniske udførelse og den ledsagende beregning kræver erfaring og kendskab til baggrunden for valg af metode.

I mange tilfælde kan man få et rimeligt estimat af den hydrauliske ledningsevne ved at anvende allerede installerede piezometerrør til måling af hydraulisk ledningsevne. Dette gøres ved, at man momentant tømmer piezometerrøret for vand, og derefter måler man med små tidsintervaller eller kontinuert med tryktransducer, hvor hurtigt vandstanden stiger i piezometerrøret. Målingen foretages tre gange, så man kan vurdere, hvor pålidelig målingen er. Inden start skal man have indmålt en række afstande, for at den senere beregning kan gennemføres (figur 4.1).



Figur 4.1 Skitse af opstilling til måling af hydraulisk ledningsevne i felten, samt afstande der skal måles for at en efterfølgende beregning kan foretages.

På figuren er vist, hvilke afstande der skal måles. Det drejer sig om 1. piezometerrørets diameter - $2r$ - idet rørets radius senere skal anvendes ved beregningen, 2. Afstanden - E - fra rørets top og til vandspejlet, 3. Afstanden fra rørtoppen og til starten af filteret, der som nævnt ovenfor måles inden isætning, 4. Hvis der findes et impermeabelt lag skal afstanden mellem rørtop og dette lag kendes, hvilket bør være noteret ved jordprofilbeskrivelsen, 5. Længden af filteret er målt ved isætningen af piezometerrøret. På figuren er endvidere vist d_1 og d_2 , der angiver vandspejlets beliggenhed under målingen til tiden t_1 og tiden t_2 .

Beregningen af den hydrauliske ledningsevne, K , kan foretages ved anvendelse af flere forskellige delvis empirisk udledte formler. En ofte anvendt beregningsmetode for piezometermetoden er Luthin og Kirkham's (1949) formel, der har følgende udseende:

$$K = \frac{\pi r^2 [\ln(H - d_1)/(H - d_2)]}{C(t_2 - t_1)}$$

Hvor H er afstanden fra vandspejlet til hulrummet (eller filteret) som vist på figur 4.1, og d_1 og d_2 er afstandene fra rørtoppen til vandspejlet under målingen til tiderne t_1 og t_2 . C er den såkaldte shape faktor, der er relateret til:

1. forholdet mellem længden og radius af hulrummet (eller filteret) dvs. h_c/r ;
2. forholdet mellem afstanden fra vandspejlet til hulrummet (eller filteret) og radius af hulrummet (eller filteret) dvs. H/r ;
3. forholdet mellem afstanden til et impermeabelt lag eller et uendeligt permeabelt lag under hulrummet (eller filteret) og radius af hulrummet (eller filteret) dvs. s/r .

Shapefaktoren, C , er bestemt af Youngs (1968) og findes ved tabelopslag (se tabellerne 4.2; 4.3; 4.4)

Tabel 4.2 Værdier for shape faktoren C (udtrykt som forholdet C/r) for cylindriske hulrum

h/r	H/r	C/r værdier ved impermeabelt lag i dybde s/r =							C/r værdier ved uendeligt permeabelt lag i dybde s/a =						
		∞	8.0	4.0	2.0	1.0	0.5	0	∞	8.0	4.0	2.0	1.0	0.5	0
0	20	5.6	5.5	5.3	5.0	4.4	3.6	0	5.6	5.6	5.8	6.3	7.4	10.2	∞
	16	5.6	5.5	5.3	5.0	4.4	3.6	0	5.6	5.6	5.8	6.4	7.5	10.3	∞
	12	5.6	5.5	5.4	5.1	4.5	3.7	0	5.6	5.7	5.9	6.5	7.6	10.4	∞
	8	5.7	5.6	5.5	5.2	4.6	3.8	0	5.7	5.7	5.9	6.6	7.7	10.5	∞
	4	5.7	5.7	5.6	5.4	4.8	3.9	0	5.8	5.8	6.0	6.7	7.9	10.7	∞
0.5	20	8.7	8.6	8.3	7.7	7.0	6.2	4.8	8.7	8.9	9.4	10.3	12.2	15.2	∞
	16	8.8	8.7	8.4	7.8	7.0	6.2	4.8	8.8	9.0	9.4	10.3	12.2	15.2	∞
	12	8.9	8.8	8.5	8.0	7.1	6.3	4.8	8.9	9.1	9.5	10.4	12.2	15.3	∞
	8	9.0	9.0	8.7	8.2	7.2	6.4	4.9	9.0	9.3	9.6	10.5	12.3	15.3	∞
	4	9.5	9.4	9.0	8.6	7.5	6.5	5.0	9.5	9.6	9.8	10.6	12.4	15.4	∞
1.0	20	10.6	10.4	10.0	9.3	8.4	7.6	6.3	10.6	11.0	11.6	12.8	14.9	19.0	∞
	16	10.7	10.5	10.1	9.4	8.5	7.7	6.4	10.7	11.0	11.6	12.8	14.9	19.0	∞
	12	10.8	10.6	10.2	9.5	8.6	7.8	6.5	10.8	11.1	11.7	12.8	14.9	19.0	∞
	8	11.0	10.9	10.5	9.8	8.9	8.0	6.7	11.0	11.2	11.8	12.9	14.9	19.0	∞
	4	11.5	11.4	11.2	10.5	9.7	8.8	7.3	11.5	11.6	12.1	13.1	15.0	19.0	∞
2.0	20	13.8	13.5	12.8	11.9	10.9	10.1	9.1	13.8	14.1	15.0	16.5	19.0	23.0	∞
	16	13.9	13.6	13.0	12.1	11.0	10.2	9.2	13.9	14.3	15.1	16.6	19.1	23.1	∞
	12	14.0	13.7	13.2	12.3	11.2	10.4	9.4	14.0	14.4	15.2	16.7	19.2	23.2	∞
	8	14.3	14.1	13.6	12.7	11.5	10.7	9.6	14.3	14.8	15.5	17.0	19.4	23.3	∞
	4	15.0	14.9	14.5	13.7	12.6	11.7	10.5	15.0	15.4	16.0	17.6	20.1	23.8	∞
4.0	20	18.6	18.0	17.3	16.3	15.3	14.6	13.6	18.6	19.8	20.8	22.7	25.5	29.9	∞
	16	19.0	18.4	17.6	16.6	15.6	14.8	13.8	19.0	20.2	20.9	22.8	25.6	29.9	∞
	12	19.4	18.8	18.0	17.1	16.0	15.1	14.1	19.4	20.3	21.2	23.0	25.8	30.0	∞
	8	19.8	19.4	18.7	17.6	16.4	15.5	14.5	19.8	20.6	21.4	23.3	26.0	30.2	∞
	4	21.0	20.5	20.0	19.1	17.8	17.0	15.8	21.0	21.5	22.2	24.1	26.8	31.5	∞
8.0	20	26.9	26.3	25.5	24.0	23.0	22.2	21.4	26.9	29.6	30.6	32.9	36.1	40.6	∞
	16	27.4	26.6	25.8	24.4	23.4	22.7	21.9	27.4	29.8	30.8	33.1	36.2	40.7	∞
	12	28.3	27.2	26.4	25.1	24.1	23.4	22.6	28.3	30.0	31.0	33.3	36.4	40.8	∞

Tabel 4.3 Værdier for shape faktoren C (udtrykt som forholdet C/r) for hemisfæriske hulrum

H/r	C/r værdier ved impermeabelt lag i dybde s/r =							C/r værdier ved uendeligt permeabelt lag i dybde s/r =						
	∞	8.0	4.0	2.0	1.0	0.5	0	∞	8.0	4.0	2.0	1.0	0.5	0
20	8.9	8.8	8.6	8.1	7.5	7.0	5.9	8.9	9.4	9.8	10.7	11.2	14.2	∞
16	9.0	8.9	8.7	8.2	7.6	7.1	6.0	9.0	9.5	9.9	10.7	11.2	14.3	∞
12	9.1	9.0	8.8	8.3	7.7	7.2	6.1	9.1	9.6	10.0	10.8	11.3	14.3	∞
8	9.2	9.1	8.9	8.5	7.9	7.4	6.3	9.2	9.8	10.1	10.8	11.3	14.3	∞
4	9.5	9.5	9.5	9.2	8.5	7.9	6.8	9.5	10.2	10.4	11.1	12.4	14.4	∞

Tabel 4.4 Værdier for shape faktoren C (udtrykt som forholdet C/r) når der i bunden af røret sidder en jordprop (hulrummet har ingen vertikal udstrækning, tværtimod er der presset lidt jord op i røret; derfor er h/r negativ). Gennemsnitsværdier angivet for intervallet H/r = 4 til H/r = 20.

h/r	C/r værdier ved impermeabelt lag i dybde s/r =							S/a værdier ved uendeligt permeabelt lag i dybde s/r =						
	∞	8.0	4.0	2.0	1.0	0.5	0	∞	8.0	4.0	2.0	1.0	0.5	0
-0.5	2.5	2.5	2.5	2.4	2.2	2.0	0	2.5	2.6	2.7	2.9	3.1	3.6	6.3
-1.0	1.9	1.9	1.9	1.8	1.7	1.6	0	1.9	1.9	2.0	2.1	2.2	2.3	3.1
-2.0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.0	1.0	0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.2	1.3	1.6

Endnu en beregningsmetode skal nævnes, Bouwer og Rice (1976), som anvender følgende formeludtryk:

$$K = \frac{r_c^2 \ln(R_e / r_w)}{2h_c} \frac{1}{t} \ln \frac{y_0}{y_t}$$

hvor r_c og r_w er henholdsvis piezometerrørets radius og hulrummet radius (se figur 4.2), hvis disse er forskellige. R_e er en empirisk parameter (af nogle kaldet den effektive radius), som bestemmes efter et af to nedenstående ligningsudtryk (se nedenfor). Da K , r_c , r_w , R_e og h_c er konstanter skal $(1/t) \ln y_0/y_t$ også være konstant. Det udnyttes ved at plotte feltdata (sammenhørende værdier af vandstand og tid) som $\ln y_t$ mod tiden t . Termen $(1/t) \ln y_0/y_t$ fås fra den rette linie, der bedst fitter til observationspunkterne. Liniens hældning er $-1/t_0$.

R_e bestemmes efter et af følgende to udtryk: (der refereres til figur 4.2, idet afstandene nu regnes fra vandspejlet, men termerne fra figur 4.1 er bibeholdt)

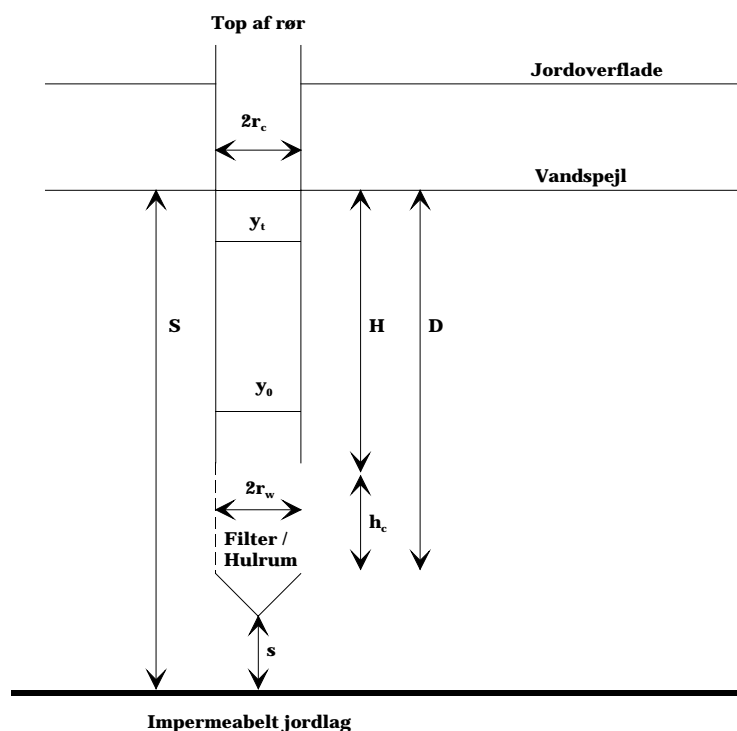
1. hvis $S > H + h_c$ (altså D på figur 4.2), dvs. $s > 0$ (se figur 4.2)

$$\ln(R_e / r_w) = \left(\frac{1.1}{\ln(D / r_w)} + \frac{A + B \ln[(S - D) / r_w]}{h_c / r_w} \right)^{-1}$$

eller

2. hvis $S = H + h_c$ (altså D på figur 4.2), dvs. $s = 0$ (se figur 4.2)

$$\ln(R_e / r_w) = \left(\frac{1.1}{\ln(D / r_w)} + \frac{C}{h_c / r_w} \right)^{-1}$$



Figur 4.2 Illustration af de parametre, der indgår ved anvendelse af Bouwer og Rice's slugtest metode til beregning af hydraulisk ledningsevne.

Koefficienterne A + B og C aflæses på en figur (se figur 4.3) som er relateret til h_c/r_w .

For udtryk 1 gælder, at hvis afstanden til et impermeabelt lag er uendeligt stor, eller hvis S er meget større end D ($H + h_c$) således at udtrykket: $\ln [(S-D)/r_w]$ bliver større end 6 så anvendes værdien 6 for udtrykket.

Hvis måling af hydraulisk ledningsevne foretages i et allerede installeret piezometerrør med bund anvendes udtryk 2.

Nedenfor vises et eksempel, hvor hydraulisk ledningsevne beregnes efter Bouwer og Rice.

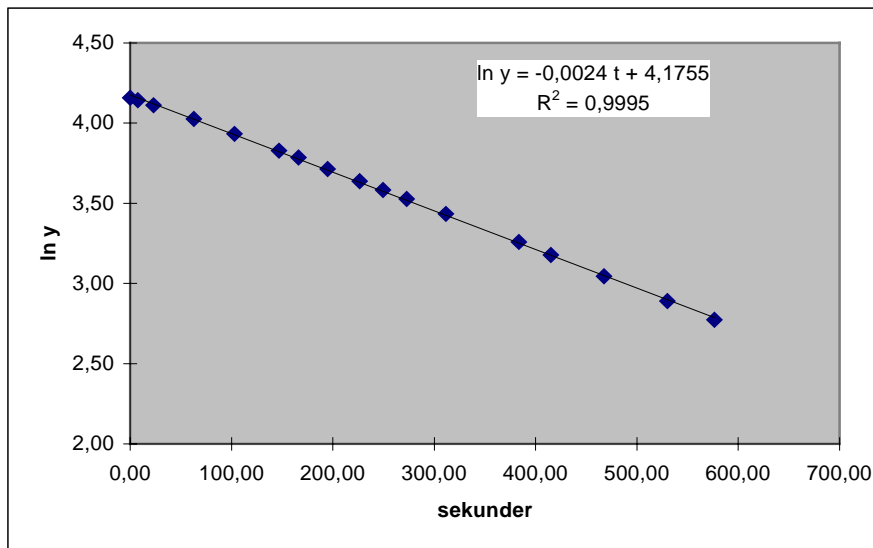
Eksempel. Beregning af hydraulisk ledningsevne efter Bouwer og Rice.

Tabellen viser de værdier der er målt i felten dvs. Piezometerrørets længde, afstanden til vandspejlet, piezometerrørets radius, og filterets længde og radius. Piezometerrøret er momentant tømt for vand, og derefter er der med små tidsintervaller målt, hvor hurtigt vandspejlet stiger igen.

Station: 1 piezometer no.: 1		Vandspejl: start=234 cm D=300-234 cm D=66 cm		Rørlængde=300 cm Filterlængde: $h_c=20$ cm			Rør radius: $r_c=2.05$ cm Filter radius: $r_w=2.45$ cm		
		s=0 S=D					$h_c / r_w =$ 20/2.45=8.16		
		Første måling		Anden måling			Middel		
y_i							y_i		$\ln (y_i - 234)$
cm	min	sek	sek	min	sek	sek	cm	sek	
298		0	0		0	0	298	0	4.15888
297	0	8	8	0	7	7	297	8	4.14313
295	0	23	23	0	23	23	295	23	4.11087
290	1	3	63	1	3	63	290	63	4.02535
285	1	42	102	1	44	104	285	103	3.93183
280	2	25	145	2	29	149	280	147	3.82864
278	2	44	164	2	48	168	278	166	3.78419
275	3	13	193	3	17	197	275	195	3.71357
272	3	44	224	3	49	229	272	227	3.63759
270	4	7	247	4	12	252	270	250	3.58352
268	4	30	270	4	36	276	268	273	3.52636
265	5	8	308	5	15	315	265	312	3.43399
260	6	20	380	6	27	387	260	384	3.25810
258	6	51	411	6	59	419	258	415	3.17805
255	7	42	462	7	53	473	255	468	3.04452
252	8	45	525	8	55	535	252	530	2.89037
250	9	31	571	9	42	582	250	577	2.77259

Eksempel, forsat

Figuren viser sammenhørende værdier for vandstand og tid, efter at piezometerrøret momentant er tømt for vand.



Beregninger:

Den rette linie der bedst fitter til de målte værdier af vandstand, y, og tid, t, er:

$$\ln y = -0,0024 t + 4,1755$$

Til tiden, $t = 0$ fås:

$$\ln y_0 = 4,1755 \quad y_0 = \mathbf{65,07}$$

Til tiden, $t=300$ fås:

$$\ln y_t = -0,0024 \times 300 + 4,1755 = 3,4525 \quad y_t = \mathbf{31,579}$$

Koefficienten, C, findes på figur 4.3 ud fra forholdet mellem længde og radius af filteret :

$$h_c/r_w = 20/2,45 = \mathbf{8,16} \quad C = \mathbf{1,1}$$

Herefter kan udtrykket

$$\ln(R_e/r_w) = \frac{1,1}{\ln(D/r_w)} + \frac{C}{h_c/r_w} \quad \text{beregnes, idet alle værdierne på højre side kendes. } D=66;$$

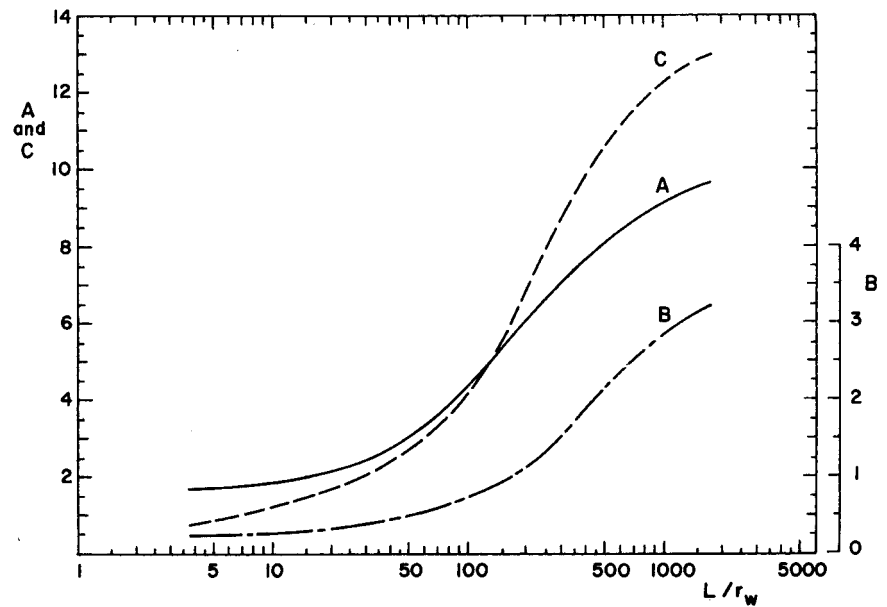
$$r_w=2,45; C=1,1; h_c/r_w=8,16$$

$$\ln(R_e/r_w) = \frac{1,1}{\ln(66/2,45)} + \frac{1,1}{20/2,45} = \mathbf{2,1334}$$

og herefter kan den hydrauliske ledningsevne, K, beregnes ved indsættelse af værdien for $\ln(R_e/r_w)$ i Bouwer og Rice's formel:

$$K = \frac{r_c^2 \ln(R_e/r_w)}{2h_c} \frac{1}{t} \ln \frac{y_0}{y_t}$$

$$K = \frac{(2,05)^2 \times 2,1334}{2 \times 20} \frac{1}{300} \ln \frac{65,07}{31,579} = \mathbf{0,000547 \text{ cm s}^{-1} \text{ eller } 0,47 \text{ m d}^{-1}}$$



Figur 4.3 Grafer til aflæsning af koefficienterne A, B, C, der anvendes i forbindelse med Bouwer og Rice's beregningsmetode til bestemmelse af hydraulisk ledningsevne. L/r_w er det samme som h_c/r_w dvs. længden af hulrummet divideret med radius af hulrummet. (Efter Bouwer & Rice, 1976).

Vandbalance

Ovenfor er gennemgået hvilke faktorer, der skal være målt og beregnet, inden man kan opstille et simpelt udtryk v. hj. a. Darcy's ligning for grundvandsgennemstrømningen i et vådområde. Nedenstående eksempel vil illustrere, hvorledes man kan beregne gennemstrømningen i et vådområde, hvor grundvandbevægelsen foregår horisontalt fra ådalsskrænt til vandløb:

Eksempel på beregning af grundvandsgennemstrømning gennem vådområde (frit efter fantasien):

Overordnet beskrivelse:

Lille Vaderup Enge er en del af Store Vaderup genopretningen. Engene er placeret i en svagt markeret ådal af ca. 2 km's længde. Ådalskrænten er ca. 1 m i højden, og afstanden til Vaderup Bæk er ca. 22 m.

Jordprofil:

Der har været udlagt et gridnet med tre tanssekter med en indbyrdes afstand af 500 m. I hvert transekt blev der foretaget borebeskrivelser ved skrænten (0 m) midt på engen (10 m) og ved vandløbet (20 m). Profilerne viste sig at være rimeligt ensartede med følgende dominerende jordlag:

- 0-100 cm moderat humificeret tørv (fibrister)
- 100-200 cm humusholdig finkornet sand
- 200-300 cm mellemkornet sand med islæt af småsten og organiske fragmenter
- > 300 cm ler

Piezometer placering:

På grund af de rimeligt ensartede jordbundsforhold er der kun udlagt et transekt med tre stationer midt på strækningen. Stationerne er placeret ved ådalsskrænten (0 m), midt på engen (10 m) og ved bækken (20 m). Piezometrene er placeret i tre dybder repræsenterende hver sit jordlag, med 50 cm lange filtre (25-75 cm; 125-175 cm og 225-275 cm). Toppene af piezometerrørene og jordoverfladen er indmålt med nivelleringsinstrument (se det imaginære bilag).

Hydraulisk ledningsevne:

Piezometerrørene blev brugt til bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne efter Bouwer og Rice, som angivet i "kugebogen" (se det imaginære bilag).

De tre jordlag gav følgende ledningsevner, K:

- 0-100 cm $5 \times 10^{-3} \text{ cm s}^{-1}$ eller 43.2 m dag^{-1}
- 100-200 cm $1 \times 10^{-3} \text{ cm s}^{-1}$ eller 8.64 m dag^{-1}
- 200-300 cm $5 \times 10^{-3} \text{ cm s}^{-1}$ eller 43.2 m dag^{-1}

Vandgennemstrømning:

Den 1.10.05 er der målt vandstande i piezometerrørene, og disse er omregnet til hydrauliske potentialer. Grundvandsspejlet lå ca. 0.2 meter under jordoverfladen.

	Ψ Station 1 (skrænt)	Ψ Station 2 (midt)	Ψ Station 3 (v. bæk)
Rør 1 (25-75)	10.00 m	9.75 m	9.50 m
Rør 2 (125-175)	10.00 m	9.75 m	9.50 m
Rør 3 (225-275)	10.00 m	9.75 m	9.50 m

Ved anvendelse af Darcy's ligning udregnedes flowhastigheden, v (m dag^{-1}) gennem de tre jordlag mellem station 1 og 2 (v_{1-2}), og mellem station 2 og 3 (v_{2-3}). Længden, l , mellem stationerne er 10 m.

	K m dag^{-1}	$\Psi_1 - \Psi_2$ m	$\Psi_2 - \Psi_3$ m	$v = K \frac{\Psi_1 - \Psi_2}{l}$	
				v_{1-2}	v_{2-3}
Rør 1 (25-75)	43.2	0.25	0.25	1.080	1.080
Rør 2 (125-175)	8.64	0.25	0.25	0.216	0.216
Rør 3 (225-275)	43.2	0.25	0.25	1.080	1.080

Mængden af vand, V , der strømmer over et tværsnit, a , på $1 \text{ m} \times$ jordlagets vertikale udstrækning, er beregnet for hvert lag, idet der er taget højde for vandspejlets beliggenhed (dvs. lag 1 fra 0-100 cm)

	Tværsnit, a $\text{m} \times \text{m}$	$V_{1-2} = a \times v_{1-2}$ m^3	$V_{2-3} = a \times v_{2-3}$ m^3
lag 1	1×0.8	1.080×0.8	1.080×0.8
lag 2	1×1	0.216×1	0.216×1
lag 3	1×1	1.080×1	1.080×1
total Σ	2.80	2.160	2.160

Den 1.10.05 strømmede 2.16 m^3 grundvand dag^{-1} per løbende meter til Vaderup bæk. Under antagelse af ensartet tilstrømning til bækken fra hele strækningen fås: $2.16 \times 2000 = 4320 \text{ m}^3$ grundvand dag^{-1}

4.8 Stationsnet

Når man skal fastlægge sit stationsnet, er det vigtigt, at det følger grundvandets overordnede strømningsmønster. Dette kan gøres ved at lave en lille forundersøgelse, hvor man placerer nogle få pejlerør i et grid. Man placerer f.eks. 3-4 pejlerør i hver af tre transekter (fra ådalsskrænt og ned til vandløbet), kotesætter pejlerørene, måler vandstanden, og beregner de hydrauliske potentialer. Herefter kan man ud fra potentialeforskellene få et første billede af, hvordan grundvandet løber gennem vådområdet. Det præcise antal pejlerør, man anvender ved en forundersøgelse, afhænger selvfølgelig af en konkret vurdering af det pågældende vådområde.

Et fingerpeg, om hvor vandet løber i genoprettede vådområder, kan fås ved at se på vegetationen. Hvis der står aske eller elletræer i ådalsskrænten er det tegn på, at der er gennemstrømmende vand. Længere i ude vådområdet vil sødgræs og el indikere strømmende vand. En artsrig flora i en mosaik-præget vegetation kan også tydes som fremsivende vand. Hvis der træffes vandkarse, bør det strømmende vand kunne erkendes med det blotte øje. Topografien kan også hjælpe, idet skålformede partier kan tyde på, at der tidligere har været væld (f.eks. i skrænten) eller fremsivende vand. Indikationer på næringsrige forhold findes hvor man træffer dunhammer, tagrør, sødgræs, brændenælde. Lav ranunkel kan være tegn på, at der har været gødsket.

4.9 Anvendelse af piezometerrør til udtagning vandprøver

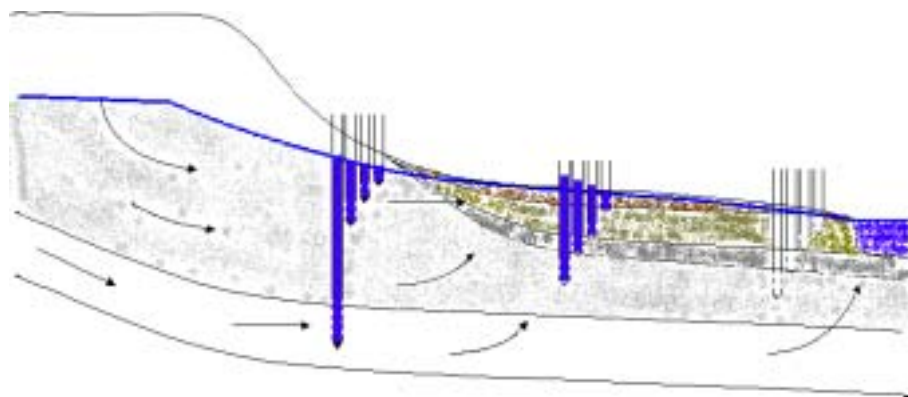
Nedsatte piezometerrør kan anvendes til udtagning af vandprøver, der skal analyseres for næringssalte (figur 4.4). Da piezometerrørene står i de vandførende lag er det også disse, der har betydning for stoftransporten gennem vådområdet. Det kan imidlertid være nødvendigt at nedsætte supplerende piezometerrør, hvis man ønsker nærmere information om, hvor i vådområdet kvælstoffet omsættes. Hvis man f.eks. har en situation, hvor grundvandet løber som skitse- ret i figur 4.4, kunne man supplere med ekstra piezometerrør ved skræntfoden, hvor grundvandet løber horisontalt ud i vådområdet. Figur 4.4 viser yderligere, at der på den midterste station trykkes grundvand op nedefra, idet vandstanden i det dybeste rør står højere, og man kunne således også i dette område nedsætte flere piezometerrør. Endelig er det påkrævet, at man får målt næringsstofkoncentrationerne i det grundvand der forlader vådområdet dvs. at man har etableret piezometerrør i de vandførende lag tæt ved vandløbet. En præcis angivelse af antallet af piezometerrør, samt i hvilke dybder de skal positioneres, må afhænge af en konkret vurdering af det enkelte vådområde (bredde, jordbundsforhold).

Inden udtagning af vandprøver skal rørene tømmes for vand, således at der kan strømme frisk vand til røret. Hvis røret også anvendes til måling af vandstand, er det vigtigt at måle vandstanden inden tømming, da det godt kan tage tid inden vandspejlet igen indstiller sig præcis i det rigtige niveau.

Hvis vådområdet udelukkende gennemstrømmes af grundvand, haves en situation, hvor betingelserne for denitrifikation ikke ændrer sig væsentlig over året, idet temperaturen vil variere omkring 8 °C i det meste af jordprofilen. Der kan godt være variation både i tilstrømning, grundvandsspejl og nitratkoncentration over året. Typisk vil der være højere nitratkoncentration og højere grundvandsspejl i vinterhalvåret. Tilstrømning og afstrømning af grundvand kan være vanskeligere at forudsige, fordi det både afhænger af potentialeforskellen mellem opland og vådområde og mellem vådområde og vandløb over året samtidig med at der er en vis tidsforskydning mellem hændelserne (f.eks. længerevarende tørke eller en periode med meget nedbør) og disses påvirkning af vådområdet.

I vådområder, der gennemstrømmes af grundvand, skal måling af vandstand foretages jævnt fordelt over året. Det samme gælder udtagning af vandprøver til næringssaltanalyse. For vådområder, der skal overvåges ekstensivt vil måling af vandstand og udtagning af vandprøver hver anden måned være passende - måling af vandstand gerne oftere.

For arealer, der skal overvåges intensivt bør frekvensen være en månedlig.



Figur 4.4 Skematisk fremstilling af ådal, hvor der langs et transekt er nedsat piezometerrør med filteret placeret i forskellige vandførende lag fra ådalskrænten og ned til vandløbet.

4.10 Måling af næringsstoffer og opstilling af stofbalancer – grundvand

Som udgangspunkt skal der måles kvælstof i de genoprettede vådområder dvs. Nitrat, Ammonium og Total-kvælstof. Hvis det efter en konkret vurdering skønnes, at der er behov for måling af andre stoffer f.eks. jern og fosfor, vil det ske på anmodning fra koordinationsudvalget og efter anvisning fra DMU. Metoderne til måling af næringsstoffer sker efter de retningslinier, der er fastsat i det Landsdækkende Overvågningsprogram, NOVA 1998-2003.

Her skal dog tilføjes nogle konkrete forhold, der specifikt retter sig mod måling i grundvandet:

Vandprøver fra piezometerrør skal altid filtreres. Dette gælder også prøver til analyse for Total-kvælstof, Total-fosfor, Total-jern m.v., idet

partikelbundne stoffer i vandprøver fra piezometerrør ikke nødvendigvis repræsenterer den partikelbundne transport i jordmatrix, men snarere er et udtryk for filterslidsernes størrelse i piezometerrøret – eller modsat at filteret kan være pakket/omviklet med filtermateriale, der hindrer tilstopning og indtrængning af partikler).

Stofbalance

Opstilling af en stofbalance for det genoprettede vådområde gøres ved at gange de målte næringsstofkoncentrationer fra de jordlag man har beregnet flowmængder på (som vist ovenfor i eksemplet om Vaderup enge). Hvis man fortsætter Vaderup eksemplet, kan man f.eks antage, at der er målt følgende nitratkoncentrationer.

	Station 1 mg NO ₃ ⁻ -N l ⁻¹	Station 2 mg NO ₃ ⁻ -N l ⁻¹	Station 3 mg NO ₃ ⁻ -N l ⁻¹
Jordlag 1	5.00	1.00	0.1
Jordlag 2	10.00	2.00	0.2
Jordlag 3	15.00	3.00	0.2

og følgende volumenstrømme per løbende meter blev beregnet ovenfor

	Tværsnit, a m × m	V ₁₋₂ = a × v ₁₋₂ m ³ d ⁻¹	V ₂₋₃ = a × v ₂₋₃ m ³ d ⁻¹
Jordlag 1	1 × 0.8	0.864	0.864
Jordlag 2	1 × 1	0.216	0.216
Jordlag 3	1 × 1	1.080	1.080
total Σ	2.80	2.160	2.160

hvilket giver følgende stoftransporter per løbende meter

	Station 1 g NO ₃ ⁻ -N d ⁻¹ m	Station 2 g NO ₃ ⁻ -N d ⁻¹ m	Station 3 g NO ₃ ⁻ -N d ⁻¹ m	Tilbageholdt Station 1 – Station 3 g NO ₃ ⁻ -N d ⁻¹ m
Jordlag 1	0.864 × 5 = 4.32	0.864 × 1 = 0.864	0.864 × 0.1 = 0.086	4.23
Jordlag 2	0.216 × 10 = 2.16	0.216 × 2 = 0.432	0.216 × 0.2 = 0.043	2.12
Jordlag 3	1.080 × 15 = 16.20	1.080 × 3 = 3.240	1.080 × 0.2 = 0.216	15.98
total Σ	22.68	4.536	0.345	22.33

Vaderup engen denitrificerer således 22.33 g NO₃⁻ -N per løbende meter per dag. Under forudsætning af ensartede betingelser fås – da engen er 2000 m lang: 2000 × 22.33 g NO₃⁻ -N = 44.6 kg NO₃⁻ -N d⁻¹ (det bemærkes, at det kun er et regneeksempel).

4.11 Overfladevand

Mængden af drænvand, der tilledes et vådområde kan måles med Thompson overfald monteret i et cementrør, hvor drænrøret er ført ind gennem siden af cementrøret. Det kræver dog, at der er tilstrækkelig højdeforskel mellem den opstrøms og den nedstrøms side af

overfaldet, for at målingen kan blive præcis. Man kan også koble en flowmåler til drænrøret. Flowmåleren kræver en strømforsyning, men giver en meget præcis måling.

Grøftevand, der tilledes vådområdet, kan måles ved etablering af Thompson overfald eller ved vingemåling.

Foregår der overfladisk afstrømning fra vådområdet, må der foretages en konkret vurdering af, hvorledes afstrømningen foregår, men principielt kan alle de ovennævnte metoder anvendes. Som nævnt tidligere kan det være hensigtsmæssigt, at en eventuel overfladisk afstrømning fra vådområdet foregår via et veldefineret afløb, fordi det nedsætter muligheden for vanderosion.

Stationsnet – overfladevand

Når overfladevand siver gennem et vådområde skal stationsnettet have et anderledes design end beskrevet ovenfor for grundvand. Det skyldes at vandet siver fra jordoverfladen og ned i jorden, for derefter at tage en horisontal retning ud mod vandløbet. Piezometerørens filtre skal derfor placeres i forskellige dybder fra jordoverfladen og nedad. Erfaringsmæssigt sker der en meget hurtig omsætning af nitrat allerede i de øverste centimeter af jorden, hvis den er vandmættet (*Ambus og Hoffmann, 1990; Hoffmann et al., 1993; Hoffmann, 1998*). Placering af dybere gående piezometerør vil primært have til formål at følge andre stoffer som f.eks. ammonium, fosfor og jern.

Overfladevandet løber ikke nødvendigvis den direkte vej til vandløbet, men følger mikrotopografien. Man kan følge vandets vej ved at tilsætte en tracer som f.eks. chlorid eller bromid ved indløbet og derefter måle stigningen i ledningsevnen i forhold til ledningsevnen før tilsætning, og derved få et billede af overfladevandets bevægelse henover vådområdet. Udfra disse oplysninger kan man herefter placere sit stationsnet.

Som minimum må det kræves, at der måles ved indløb og udløb af vådområdet.

Vand- og stofbalance – overfladevand

Et simpelt vandbalanceudtryk for vådområder der modtager overfladevand kan have følgende udseende:

$$\text{Overfladisk tilløb} + \text{nedbør} = \text{Overfladisk afløb} + \text{nedsivning} + \text{fordampning}$$

Det vand, der siver ned eller infiltreres i jorden løber som overfladenært grundvand til vandløbet. Erfaringsmæssigt betyder nedbør og fordampning kvantitativt meget lidt (formentlig op til 5%) og kan eventuelt udelades, og den mængde vand der infiltreres kan fås ved subtraktion af indløb og udløb. Hvis nedbør og fordampning ønskes inddraget, kan man bruge meteorologiske data for det pågældende område. Man anvender den potentielle fordampning som udtryk for den aktuelle fordampning, da vådområdet må antages at være vandmættet.

Målte næringsstofkoncentrationer kobles direkte på vandbalancen. Metoderne til måling af næringsstoffer sker efter de retningslinier der er fastsat i det Landsdækkende Overvågningsprogram, NOVA 1998-2003.

I modsætning til hvad der blev nævnt under grundvand skal totalbestemmelser af f.eks. Total-kvælstof, Total-fosfor, Total-jern m.fl. måles på ufiltrerede prøver, når det gælder overfladevand.

4.12 Grundvand - måling af denitrifikation med Ar/N₂ metoden

Princip

Denitrifikationen i den vandmættede zone medfører en målelig op-hobning af kvælstofgas i vandet (Smith et al., 1991). Ved denitrifikation af nitratkoncentrationer på over ca. 6 mg N l⁻¹ vil produktionen af kvælstofgas blive så stor, at der ofte vil udvikles gasbobler med kvælstofgas, som derved undslipper til atmosfæren. Ved samtidig at måle grundvandets argonkoncentration kan der korrigeres for den mængde gas, der afgasser til atmosfæren.

Metodens anvendelighed - erfaringer, sikkerhed, perspektivering

Metoden er fortrinsvis egnet til at måle på grundvand, der infiltrerer et vådområde og mindre egnet til måling af gasser i overfladevand som f. eks. ved overrisling.

Denitrifikationen bestemmes i et transekt som placeres i grundvandets primære strømningsretning. Ved at måle på grundvandets opløste gasser før og efter nitraten er omsat kan N₂-produktionen ved denitrifikation bestemmes. Ved også at måle sedimentets hydrauliske ledningsevne og potentiale kan der beregnes en vandbalance, som sammen med N₂-produktionen vil give en rate for denitrifikationens størrelse.

Et sikkert estimat af denitrifikationen forudsætter en nogenlunde overskuelig hydrologi, således at det er det samme grundvand der måles på. Til verifikation af grundvandets oprindelse og strømningsforhold kan forskellige dateringsmetoder anvendes: CFC-måling, H⁺, klorid samt øvrige an- og kation-koncentrationer i grundvandet kombineret med topografien og geologien i oplandet og engene.

Et spændende perspektiv er, at metoden i heldigeste fald i nogle oplandstyper kan anvendes på udløbsmålinger alene. Opløste gasser er normalt i balance med atmosfæren når vandet trænger ind i den mættede zone. Hvis grundvandets initialtemperatur er nogenlunde stabil og kendt i et opland kan startkoncentrationen af argon og kvælstofgas bestemmes. Forskelle i koncentrationer af kvælstofgas og argon fra startkoncentrationerne til koncentrationer i grundvandet, der løber til vandløbet er da et estimat af den samlede denitrifikation fra den umættede zone og ud til vandløbet.

4.13 Model

DMU er i gang med at udvikle små simple modeller, der kan anvendes i forbindelse med overvågningen af vådområder. Modellerne vil kunne beregne vand- og stofbalancer, og vil have optioner for indsætning af forskellige matematiske udtryk, der beskriver næringsstofomsætning (f.eks. denitrifikation), såfremt disse oplysninger foreligger.

Det tilstræbes, at have så få input parametre som muligt. Som minimum vil modellerne skulle have oplysning om: Næringsstofkoncentration (belastning), vandstand (kotesat), jordprofil, fysisk dimension af vådområdet (længde, bredde), beliggenhed.

For arealer, der ikke overvåges, skal kvælstoffjernelsen modelberegnes. Det betyder at man ved forundersøgelsen eller i forbindelse med selve etableringen af projektområdet skal fremskaffe følgende oplysninger (se også bilag xx):

- Indløbskoncentration til vådområdet (f.eks. grundvandets kvælstofkoncentration ved ådalsskrænten).
- Jordprofilbeskrivelse, med karakterisering og vertikal udstrækning af de betydende horisonter (specielt beliggenhed og udstrækning af vandførende lag, vandstandsende lag), samt kote for jordoverflade (kan måles i forbindelse med nedenstående punkt).
- Hydraulisk potentiale ved indløb (ådalsskrænt) og ved udløb (ved vandløbet) dvs. den potentialeforskel der skal drive vandet gennem projektområdet.
- Arealets fysiske dimensioner (længde, bredde)
- Beliggenhed (UTM kooordinater, navn, mv)
- Andre oplysninger, hvis det vurderes at have betydning (f.eks. hvis det vides at nitratkoncentrationen eller grundvandsspejlet fluktuerer over året.

4.14 Eksempler på overvågningsstrategier

Ekstensiv overvågning – overvejende grundvand

Piezometerreder installeres i et transekt langs grundvandets overordnede strømningslinie dvs. fra ådalsskrænt til vandløb. Fra forundersøgelsen eller fra projektopstarten foreligger en overordnet jordprofilbeskrivelse for projektområdet. Piezometerrederne bruges både til måling af vandstand og til udtagning af vandprøver.

Minimum installation (ét transekt):

Piezometre installeres i ådalsskrænten i de vandførende lag – typisk 1-3 filtre i forskellige dybder.

Midt på arealet installeres ligeledes et antal piezometre i de vandførende lag (f.eks. 3 rør med filtre i forskellig dybde – vandførende lag). Nær vandløbet (f.eks. 2-5 meter fra vandløbsbredden) installeres ligeledes piezometre med filtre i de vandførende lag.

Toppen af alle piezometerrør er indmålt med nivelleringsinstrument i forhold til et referencepunkt (arbitrært eller DNN).

Målefrekvens vandstand: hver 2. måned – gerne oftere – f.eks. 1 gang per måned. Måling af ovennævnte transekt med ni piezometerrør vil skønsmæssigt tage 10-15 minutter. De målte vandstande omregnes til et hydraulisk potentiale ved at trække afstanden mellem toppen af piezometerrøret og vandspejlet i piezometerrøret fra den indmålte kote på piezometerrørets top (kap. 4.5 og 4.6)

Prøvetagningsfrekvens næringssalte: hver 2. eller 3. måned. Piezometerrørene tømmes dagen forinden (f.eks. i forbindelse med måling af vandstand). Tømning af et transekt med ni piezometerrør – ved brug af en lille elektrisk pumpe – tager skønsmæssigt 10-15 minutter. *Prøvetagning* – ved brug af en lille elektrisk pumpe – tager skønsmæssigt 10-15 minutter.

Måleprogram for næringssalte:

Minimum: NO_3^- -N, NH_4^+ -N, Total-N (NB. total-kvælstof også på filtreret prøve).

Udvidet program: + PO_4^{3-} -P, Total-Fe (filtreret prøve), SO_4^{2-} , Cl^- , pH, ledningsevne

Andet: Måling af hydraulisk ledningsevne (1 gang). Piezometerrørene anvendes til måling af hydraulisk ledningsevne. Rørene tømmes momentant for vand og sammenhørende værdier af vandstand og tid registreres (se kap. 4.7 med eksempel). For hvert rør foretages målingen tre gange. Et transekt med ni piezometerrør, som her beskrevet, vil tage skønsmæssigt én dag.

Denitrifikationen kan eventuelt valideres med Ar/N_2 -metoden. Kommentar. Det præcise antal transekter og det præcise antal piezometerreder langs et transekt vil afhænge af en konkret vurdering af det pågældende projektområde (længde, bredde, homogenitet, m.v.)

Ekstensiv overvågning – overvejende overfladevand
- situation 1

Overfladevandet fordeles til projektområdet fra en fordelerkanal eller lignende og vandet siver eller risler gennem området uden at der er tale om dannelse af en lavvandet sø eller oversvømmelse. Afstrømningen fra projektområdet kan være diffus (i.e. overfladenært grundvand) eller via et (eller flere) veldefineret afløb.

Minimum installation:

Tilstrømningen til projektområdet måles (Thompson overfald, flowmåler, eller propelmålinger). Frekvens: hver 2. måned – gerne oftere. Er der et veldefineret afløb fra projektområdet måles afstrømningen på tilsvarende måde og med samme frekvens.

Hvis der ikke foregår overfladisk afstrømning fra projektområdet nedsættes piezometerrør med filtre i forskellig dybde (i.e. vandførende horisonter) langs vandets strømningslinie – f.eks. midt på arealet og tæt ved vandløbet. Det infiltrerede vand må nødvendigvis befinde

sig øverst i jordprofilen og piezometrene nedsættes med udgangspunkt i jordoverfladen og nedad i de øverste 1-2 meter (konkret vurdering) med filtre i de mest vandførende lag.

Prøvetagningsfrekvens næringsalte: hver 2. eller 3. måned. Piezometerrederne tømmes for vand dagen før prøvetagning (det kan også foregå på dagen, hvis vandet løber hurtigt til)

1. Måleprogram for næringsalte indløb – udløb (overfladevand):

Minimum: NO_3^- -N, NH_4^+ -N, Total-N (ufiltreret prøve).

Udvidet program: + PO_4^{3-} -P, Total-P (ufiltreret prøve), Total-Fe (ufiltreret prøve), SO_4^{2-} , Cl⁻, pH, ledningsevne.

2. Måleprogram for næringsalte piezometerreder:

Minimum: NO_3^- -N, NH_4^+ -N, Total-N (NB. Total-kvælstof på filtreret prøve).

Udvidet program: + PO_4^{3-} -P, Total-P (filtreret prøve), Total-Fe (filtreret prøve), SO_4^{2-} , Cl⁻, pH, ledningsevne.

Tidsforbrug:

Vandføringsmåling:

Indløb med 3 replica: 1,3 time

Udløb med 3 replica: 1,3 time

Prøvetagning: Indløb, udløb, 6 piezometre ca 15 min. Tømning af piezometre ca 10 minutter.

- situation 2

Overfladevandet til projektområdet fordeles ud over hele området og der er helt eller delvis tale om oversvømmelse eller dannelse af lavvandet sø på store dele af projektområdet. Vandet forlader projektområdet via et veldefineret punkt – dvs. vandløb, kanal eller lignende

Minimum installation:

Tilstrømningen til projektområdet måles (Thompson overfald, flowmåler, eller propelmålinger). Frekvens: hver 2. måned – gerne oftere. På tilsvarende måde og med samme frekvens måles afstrømningen fra projektområdet.

Prøvetagningsfrekvens næringsalte: hver 2. eller 3. måned.

Måleprogram for næringsalte indløb – udløb (overfladevand):

Minimum: NO_3^- -N, NH_4^+ -N, Total-N (ufiltreret prøve).

Udvidet program: + PO_4^{3-} -P, Total-P (ufiltreret prøve), Total-Fe (ufiltreret prøve), SO_4^{2-} , pH, ledningsevne.

Tidsforbrug:

Vandføringsmåling:

Indløb med 3 replica: 1,3 time

Udløb med 3 replica: 1,3 time

Intensiv overvågning

Som omtalt i indledningen til den tekniske anvisning er det kun 2-3 arealer, der skal overvåges intensivt. Da det således ikke engang kan dække antallet af forskellige typer vådområder, der vil komme, er det valgt at fokusere den intensive overvågning på de to typer, hvor der vides mindst, og som samtidig ventes at ville dominere arealmæssigt ved retableringen af VMPII-vådområder. Det skal samtidig bemærkes, at der ved valg af arealtyper til intensiv overvågning er taget

hensyn til kommentarer fremført ved høringen af udkastet til denne anvisning.

1. Oversvømmelse af vandløbsnære arealer

Gensnoning af vandløb, hævnning af vandløbsbunden og ophør af vandløbsvedligeholdelse er tiltag, der vil medvirke til oversvømmelse af vandløbsnære arealer. Oversvømmelseshændelsen er underlagt de klimatiske forhold og svær at prediktere.

Arealet, der vil blive oversvømmet, opmåles, og der laves et detaljeret nivellement. Der opsættes Q/H station umiddelbart opstrøms og nedstrøms oversvømmelsesarealet. På det oversvømmede areal opsættes en eller flere vandstandsfølere til kontinuerlig måling (logging) af vandstand og samtidig varsling af oversvømmelse. Sammen med opmåling og nivellement skal vandstandsmålingerne endvidere anvendes til beregning af det totale vandvolumen, der på et givet tidspunkt oversvømmer projektområdet.

Ud fra arealets topografi og vandløbets forløb fastlægges måletransekter vinkelret på vandløbet. Vandets strømningshastighed og retning måles under forskellige størrelser af oversvømmelsesbegivenheder langs de valgte punkter/transekter. Efter den første runde med målinger af strømning og vandskifte på arealet udvælges et antal repræsentative punkter udtagning af vandprøver til næringsstofanalyser. I samme punkter nedsættes mikropiezometre i 0-5 cm og 5-10 cm dybde (eventuelt mere detaljeret, dvs. 0-1 cm; 1-2 cm; 3-5 cm; 5-10 cm) for at måle stofomsætningen over vand-jord interfasen.

Næringssaltomsætningen (denitrifikationen) måles endvidere i større "vandlommer", der fanges på projektområdet i forbindelse med oversvømmelseshændelserne.

Sedimentation på arealet måles ved opsætning af kunstige græsmåtter. Græsmåtterne med eksponentielt stigende afstand væk fra vandløbet (det oversvømmende vands hastighed falder markant med stigende afstand til vandløbet – og dermed reduceres sedimentationsraten betydeligt). Eventuelt suppleres med ekstra opsatte græsmåtter i områder af engen, hvor der ud fra strømningsmålinger erkendes et vandskifte mellem å og eng efter den initiale opfyldning.

Målinger

Q/H målinger i vandløb

Flowmålinger på oversvømmet areal v.h.j.a. sensorer (temperatursensorer, mikrosensorer eller Ott-andenæb)

Denitrifikationsmålinger i felten med mikrosensorer

Analyser:

Overfladevand: NO_3^- -N, NH_4^+ -N, Total-N (ufiltreret prøve), PO_4^{3-} -P, Total-P (ufiltreret prøve), Total-Fe (ufiltreret prøve), SO_4^{2-} , pH, ledningsevne.

Jordvand: NO_3^- -N, NH_4^+ -N, Total-N (NB. Total-kvælstof på filtreret prøve), PO_4^{3-} -P, Total-P (filtreret prøve), Total-Fe (filtreret prøve), SO_4^{2-} , pH, ledningsevne.

Sedimentation: partikulært stof, total-N, Total-P, glødetab

Beregninger:

Vand- og stoftransport ved Q/H-stationer

Vand- og stoftransport "indløb" – "udløb" oversvømmet areal.

Vandflow i tværsnitsprofiler på oversvømmet areal samt vandskifte

Denitrifikationsrater ud fra målinger med mikrosensorer

Sedimentationsrater ud fra græsmaåtedata

Intensiv overvågning

2. Arealer med grundvandsgennemstrømning

Piezometerreder installeres i et antal transekter langs grundvandets overordnede strømningslinier dvs. fra ådalsskrænt til vandløb. Fra forundersøgelsen eller fra projektopstarten foreligger en overordnet jordprofilbeskrivelse for projektområdet. Piezometerrederne bruges til måling af vandstand, udtagning af vandprøver og til denitrifikationsmålinger med Ar/N₂ metoden.

Piezometre installeres i ådalsskrænten i de vandførende lag - typisk 3 filtre i forskellige dybder.

Langs grundvandets overordnede strømningslinie (fra ådalsskrænt til vandløb) installeres for hvert transekt et antal piezometerreder med filtre i de vandførende lag (f.eks. 3 rør med filtre i forskellig dybde – vandførende lag).

Toppen af alle piezometerrør er indmålt med nivelleringsinstrument i forhold til et referencepunkt (arbitrært eller DNN).

Målefrekvens vandstand: hver måned – gerne oftere – f.eks. 2 gange per måned. De målte vandstande omregnes til et hydraulisk potentiale ved at trække afstanden mellem toppen af piezometerrøret og vandspejlet i piezometerrøret fra den indmålte kote på piezometerrørets top (kap. 4.5 og 4.6)

Prøvetagningsfrekvens næringssalte: hver måned – evt hver 2. måned. Piezometerrørene tømmes dagen forinden (f.eks. i forbindelse med måling af vandstand).

Måleprogram for næringssalte:

NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, Total-N (NB. total-kvælstof også på filtreret prøve), PO₄³⁻-P, Total-Fe (filtreret prøve), SO₄²⁻, Cl⁻, pH, ledningsevne

Andet: Måling af hydraulisk ledningsevne (1 gang). Piezometerrørene anvendes til måling af hydraulisk ledningsevne. Rørene tømmes momentant for vand og sammenhørende værdier af vandstand og tid registreres (se kap. 4.7 med eksempel). For hvert rør foretages målingen tre gange.

Kommentar. Det præcise antal transekter og det præcise antal piezometerreder langs et transekt vil afhænge af en konkret vurdering af det pågældende projektområde (længde, bredde, homogenitet, m.v.)

Beregninger:
Vand- og stofbalancer for projektområdet
Denitrifikationsrater (Ar/N₂ metoden)

5 Stofbalance - synkronmålinger i vandløb

5.1 Overvågningsdesign

Tilførslen af vand og stof til en vandløbsstrækning kan i princippet bestemmes ud fra målinger af vandføringen og koncentrationen af det pågældende stof på 2 stationer, henholdsvis opstrøms og nedstrøms den pågældende vandløbsstrækning (se figur 2.6, Brede å). Forskellen i vandføringen mellem op- og nedstrøms målestation vil være et mål for vandtilførslen til vandløbet fra det opland, der afvander til vandløbet på den mellemliggende strækning. Samtidig vil vandføringen multipliceret med stofkoncentrationen kvantificere stoftransporten på måletidspunktet og forskellen mellem op- og nedstrøms målestation vil være et mål for den samlede stoflevering fra oplandet mellem de to målestationer. Synkronmålinger af vandføring og stofkoncentration i en periode henholdsvis før og efter etablering af et vådområde vil derfor kunne benyttes til at kvantificere eventuelle ændringer af vand- og stofudledningen fra det reablerede vådområde.

I de tilfælde hvor synkronmålinger kan anvendes er det en relativt simpel og resurse-mæssig overkommelig metode til at kvantificere betydningen af reablerede vådområder for stofomsætning og eventuel stoffrigivelse. Metoden forudsætter dog at en række betingelser er opfyldt:

- 1) At det er muligt med tilstrækkelig sikkerhed at måle stoftransporten før og efter det reablerede vådområde.
- 2) At den forventede stigning i stofomsætning/stoffrigivelse som følge af det reablerede vådområde er væsentlig i forhold til stoftransporten fra det opstrøms liggende opland.
- 3) At der ikke sker andre betydende ændringer i stoftilførslen fra oplandet mellem de to synkronmålestationer end, hvad der stammer fra det reablerede vådområde.

I afsnittet om dataindsamling er der angivet retningslinjer for, hvornår metoden kan anvendes, og i afsnittet om statistisk design og testgrundlag beskrives testmetode, og den nødvendige prøvetagningsfrekvens angives.

Hvis det reablerede vådområde ligger øverst i vandsystemerne, dvs. i små 1.ordens vandløb, og stofomsætningen/stoffrigivelsen som følge af de gennemførte foranstaltninger kan forventes at medføre store ændringer i stoftransporten i vandløbet kan der i stedet for synkronmålinger gennemføres målinger ved en målestation. Anvendelse af denne metode vil dermed kunne halvere resurseforbruget i forhold til synkronmålinger. Igen kræver denne metode at det ovenfor nævnte punkt 3 er opfyldt, nemlig at der ikke sker andre betydende ændringer i stoftransporten end dem der stammer fra reableringen

af vådområdet, eller at der kan korrigeres for disse ved hjælp af andre metoder.

5.2 Dataindsamling ved synkronmålinger i vandløb

Såfremt den pågældende vandløbsstrækning er hurtigt gennemskyllet (lille opholdstid dvs. i praksis < 1 time) gennemføres målingerne på de to vandløbsstationer som samtidige målinger (synkronmålinger). Er opholdstiden længere skal der tages hensyn hertil i planlægningen af måletidspunkterne ved op- og nedstrøms målestation, sådan at der først måles opstrøms og derefter forskudt i tid med opholdstiden ved den nedstrøms målestation. Resultaterne fra synkronmålingerne anvendes til de efterfølgende beregninger af stoftilførslen til vandløbet fra den mellemliggende vandløbsstrækning.

Den sikkerhed, hvorved man med synkronmålemetoden kan beregne effekten af et retableret vådområde på stoftilførslen til et vandløb, vil især afhænge af, hvor stor stoftilbageholdelsen er i forhold til stoftransporten til strækningen mellem de to målestationer, dvs. fra vådområdet og dets nedsivningsopland. Samtidig vil antallet af synkronmålinger før og efter vådområdets retablering have betydning for den sikkerhed, hvormed man kan teste for, om der er sket en ændring eller ej. Endelig skal der tilvejebringes målinger over mindst en periode af et år henholdsvis før og efter retableringen af vådområdet for at kunne kvantificere vådområdets effekt for stoftilbageholdelse/frigivelse under alle klimatiske forhold.

5.3 Statistisk redegørelse for synkronmåledesign og testgrundlag

I det følgende er redegjort for, hvilket datagrundlag der skal tilvejebringes for med statistisk sikkerhed at kunne påvise en ændret stoftilførsel fra et potentielt vådområde til et vandløb og dermed påvise det retablerede vådområdes stoftilbageholdelse. Redegørelsen er baseret på overvejelser vedrørende forventet kvælstoftilbageholdelse, men kan naturligvis gennemføres for alle stoffer, der ønskes overvåget, herunder fosfor, jern, mv.

Gennemfører man synkronmålinger i en periode før og efter retablering af et vådområde, kan ændringen i stofudledningen fra vådområdet estimeres, og man kan teste, om ændringen er statistisk signifikant. Beskrivelsen omfatter alene de statistiske principper og ikke, hvilken måleteknik man skal anvende ved stationeringen. Den statistiske test gennemføres på målinger af døgntransporter.

Følgende notation anvendes i beskrivelsen. Lad x_{i1} betegne døgnstoftransporten målt før vådområdet og før retableringen og x_{i2} betegne døgnstoftransporten målt efter vådområdet og ligeledes før retablering. På tilsvarende måde betegner x_{i21} og x_{i22} døgnstoftransporter målt efter retablering. Indeks i angiver nummereringen af den enkelte måling i undersøgelsesperioden. Og en undersøgelsesperiode kan vare op til flere år. Dog skal perioden som nævnt minimum dække de klimatiske betingede udsving i døgntransporterne.

Nu beregner man følgende differencer

$$d_{i1} = \log(x_{i12}) - \log(x_{i11}) = \log \frac{x_{i12}}{x_{i11}},$$

$$d_{i2} = \log(x_{i22}) - \log(x_{i21}) = \log \frac{x_{i22}}{x_{i21}}.$$

De enkelte døgnstoftransporter transformeres med den naturlige logaritme, da erfaringen har vist at målinger af døgnstoftransporten som oftest følger en log-normal fordeling. Derfor vil de transformerede transporter følge en normalfordeling. Differencerne, der anvendes i den statistiske analyse, beregnes som den naturlige logaritme til den relative forskel mellem transporten efter og transporten før området.

For at beregne det nødvendige antal målinger før og efter retablering gøres følgende antagelser. Det antages, at $\{d_{i1}\}$ er uafhængige og identisk normalfordelte med middelværdi μ_1 og varians σ^2 . Tilsvarende antages, at $\{d_{i2}\}$ er uafhængige og identisk normalfordelte med middelværdi μ_2 og varians σ^2 . Nu kan antallet af målinger, der skal tages både før og efter retablering beregnes ud fra følgende formel

$$\begin{aligned} n &= \frac{2 \cdot (Z_{2\alpha} + Z_{\beta})^2 \cdot \sigma^2}{\delta^2} \\ &= \frac{2 \cdot (Z_{2\alpha} + Z_{\beta})^2 \cdot 100 \cdot \frac{\sigma^2}{\mu_1^2}}{100 \cdot \left(\frac{\mu_1 - \mu_2}{\mu_1}\right)^2}, \end{aligned}$$

hvor $\delta = \mu_1 - \mu_2$. Antallet n rundes op til nærmeste hele tal og derefter lægges 1 til. Beregningerne af n udføres med

$$(Z_{2\alpha} + Z_{\beta})^2 = 6,2,$$

hvilket kommer af at sætte signifikansniveauet α lig 0,05, som er standard ved de fleste statistiske analyser. Samtidigt har vi sat styrken $1 - \beta$ lig 0,80 som ligeledes er en standardværdi. Parameteren α angiver sandsynligheden for at forkaste nulhypotesen, hvis den i virkeligheden er sand og $1 - \beta$ er sandsynligheden for at forkaste nulhypotesen, hvis den er falsk. Nulhypotesen er i denne beskrivelse

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2,$$

og den alternative er

$$H_A : \mu_1 > \mu_2.$$

Det vil sige der testes om $\{d_{i1}\}$ og $\{d_{i2}\}$ har samme middelværdi mod den alternative hypotese om, at $\{d_{i2}\}$ har en mindre middelværdi end $\{d_{i1}\}$, svarende til en større tilbageholdelse efter retablering af vådområdet. I tabel 5.1 har vi angivet antallet af nødvendige målinger ved forskellige værdier af ændringer i differencen mellem ned- og opstrømstransporter og for forskellige niveauer af variansen.

Tabel 5.1 Antallet af målinger af døgnstoftransporter.

Estimeret ændring i stoftransportdifference målt i procent af difference i døgnstoftransport før retablering $100 \cdot \frac{\mu_1 - \mu_2}{\mu_1}$	Variansen i differensen angivet som % af kvadreret difference i døgnstoftransport før retablering $100 \cdot \frac{\sigma^2}{\mu_1^2}$	Antal målinger n , efter afrunding og addition af 1
25	50	101
25	100	200
25	200	398
50	50	26
50	100	51
50	200	101
80	50	11
80	100	21
80	200	40
100	50	8
100	100	14
100	200	26

De estimerede procentvise ændringer i døgnstoftransportdifference som er listede i tabel 5.1 angiver forventelige værdier (se Brede Å eksemplet tidligere i anvisningen). Erfaringstal fra synkronmålinger i forbindelse med Brede Å restaureringen samt synkronmålinger i Gjærn Å systemet viser, at variansen angivet som % af den kvadrerede difference i døgnstoftransport typisk er af en størrelse, som er angivet i tabel 5.1.

Den statistiske test for en signifikant ændring i differencen i døgnstoftransporter udføres som en Student's t-test. Før man udfører t-testen bør man teste om de to varianser er af samme størrelse. Til det anvendes en F-test, som beregnes ved

$$F = \begin{cases} \frac{s_1^2}{s_2^2}, & \text{hvis } s_1^2 > s_2^2 \\ \frac{s_2^2}{s_1^2}, & \text{hvis } s_2^2 > s_1^2 \end{cases},$$

hvor s_j^2 er den estimeret varians enten før ($j=1$) eller efter ($j=2$) retablering. Variansen estimeres ved

$$s_j^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} (d_{ij} - \hat{\mu}_j)^2}{n_j - 1}, \quad j = 1, 2,$$

og hvor n_j er antallet af målinger før eller efter retablering og

$$\hat{\mu}_j = \frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} d_{ij}.$$

Som udgangspunkt er $n_1 = n_2$, men hvis der opstår problemer med prøvetagningen så kan der ske det at der ikke måles lige mange gange før og efter retablering. F -værdien skal vurderes i en F -fordeling med $(n_1 - 1, n_2 - 1)$ -frihedsgrader med et signifikansniveau på 5%. Nu kan t -testen udføres og hvis $(\hat{\mu}_1 - \hat{\mu}_2)$ er nul eller negativ så accepteres nulhypotese, hvis $(\hat{\mu}_1 - \hat{\mu}_2)$ er positiv og varianserne er ens så beregnes

$$t = \frac{\hat{\mu}_1 - \hat{\mu}_2}{\sqrt{s^2 \cdot [(n_1 + n_2)/(n_1 \cdot n_2)]}},$$

hvor

$$s^2 = \frac{s_1^2 \cdot (n_1 - 1) + s_2^2 \cdot (n_2 - 1)}{n_1 + n_2 - 2}.$$

Værdien af t skal vurderes i en t -fordeling med $(n_1 + n_2 - 2)$ -frihedsgrader med et signifikansniveau på 5%.

Hvis varianserne er forskellige så beregnes

$$t' = \frac{\hat{\mu}_1 - \hat{\mu}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}}.$$

Antallet af frihedsgrader beregnes som

$$v' = \frac{\left(\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}\right)^2}{\frac{\left(\frac{s_1^2}{n_1}\right)^2}{(n_1 - 1)} + \frac{\left(\frac{s_2^2}{n_2}\right)^2}{(n_2 - 1)}}$$

hvor v' afrundes ned til nærmeste hele tal. t' vurderes i en t-fordeling med v' frihedsgrader (efter nævnte afrunding) med et signifikansniveau på 5%.

Taleksempel: Som et eksempel på ovennævnte beregning af test har vi anvendt data fra synkronmålinger i Brede å i forbindelse med restaureringen af denne i perioden 1994-1997.

Eksemplet er delvist konstrueret idet der er ændret på gennemsnitsværdierne for differencerne.

Da datamaterialet i dette eksempel består af 39 døgntransporter før restaurering og 36 efter restaurering, så designet er næsten balanceret. For døgntransport af nitrat-N estimeres variansen, σ^2 , til 0,0090 før restaurering og til 0,0133 efter. I gennemsnit har differencerne $\{d_{i1}\}$ været 0,137 og tilsvarende har $\{d_{i2}\}$ været 0,121. Før vi udfører t-testen tester vi om de to varianser er ens. Dette gøres ved at beregne

$$F = \frac{s_2^2}{s_1^2} = \frac{0,0133}{0,0090} = 1,48.$$

Værdien skal vurderes i en F-fordeling med (38,35)-frihedsgrader. P-værdien bliver større end 5% så vi accepterer hypotesen om ens varianser. Nu kan t-testen beregnes og vi får

$$s^2 = \frac{0,0090 \cdot 38 + 0,0133 \cdot 35}{39 + 36 - 2} = 0,0111$$

og

$$t = \frac{0,137 - 0,121}{\sqrt{0,0111 \cdot \left[\frac{39 + 36}{39 \cdot 36} \right]}} = 0,6557.$$

Det skal vurderes i en t-fordeling med 73 frihedsgrader. Testsandsynligheden er 25%, så nulhypotesen om ens differencer accepteres. Der er således ikke sket en ændring i nitrat-N tilbageholdelsen.

Af ovenstående gennemgang fremgår det, at synkronmålinger kun kan forventes anvendt når det retablerede vådområde forventes at have en rimelig stor effekt samt når effekten set i relation til stoftransporten fra oplandet mellem de to synkronmålestationer er stor. Før man lægger sig fast på, om synkronmålinger kan anvendes som overvågningsdesign, er det nødvendigt at gennemføre en analyse af den forventede årlige effekt af det retablerede vådområde overfor specielt kvælstofomsætning og sammenholde denne med den forventede gennemsnitlige årlige kvælstoftransport i vandløbet fra oplandet mellem de to påtænkte synkronmålestationer. Dette kan gøres som beskrevet i kapitel 3. Samtidig er det nødvendigt med vurderinger af variansen i differencen mellem synkronmålingerne for det enkelte stof og forholde denne til differencen i døgntoftransporten før retablering. Da dette er umuligt før der er indsamlet data hertil anbefales

fales det at benytte det eksisterende erfaringsgrundlag. I tilfældet Brede Å viser de gennemførte synkronmålinger, at der for kvælstof kan anvendes en varians på 100% og for fosfor og total jern på 200%.

Det betyder at hvis effekten af det retablerede vådområde er en 80% omsætning af kvælstof i vådområdet så skal man gennemfører 21 synkronmålinger i perioden før og 21 synkronmålinger i perioden efter vådområdets retablering (tabel 5.1). For fosfor er det tilsvarende antal synkronmålinger 40.

For at få et estimat af stoftilbageholdelsen på årsplan skal overvågningen baseres på mindst et års overvågning før og efter retableringen af vådområdet og det fornødne antal prøver jf. tabel 5.1 skal fordeles jævnt over året eller eventuelt ud fra overvejelser over, hvornår kvælstoftilbageholdelsen er relativt størst, og da med hyppigst prøvetagning i disse perioder.

5.4 Stationering, prøvetagning og databehandling

I vandløb hvor synkronmetoden skal anvendes oprettes stationer som skitseret i figur 5.1. Målestationerne vælges så der er optimale forhold for gennemførelse af vandføringsmålingen (tværsnit uden grødevækst, andre forhindringer og uden dobbeltprofil) og udtag af opblandet vandprøve. Vandføringsmålingen gennemføres som beskrevet i gældende forskrifter fra Fagdatacenter for Hydrometri og udtagning af vandprøver skal følge de forskrifter, der i øvrigt gælder for NOVA 2003. I vandløb foretages målinger af øjebliksvandføringen samtidig med udtagningen af prøver til vandkemisk analyser. De vandkemiske analyser omfatter de stoffer som ønskes overvåget. Vandkemiske analyser gennemføres efter de generelle forskrifter for NOVA 2003. Øjebliksvandføring og stoftransport ved synkronmålestationerne eller enkeltmålestationer beregnes efter de gængse forskrifter herfor udgivet af Fagdatacenter for Hydrometri og Fagdatacenter for Ferskvand.

6 Stofbalance - søer

6.1 Målinger/estimerer til brug ved beregning af vand og stofbalancer for søer

Hvis man ønsker en præcis opgørelse af stoftabet i en sø, skal man måle på hovedparten af den tilførte og fraførte vand- og stofmængde samt stofkoncentrationer i søen. Ønskes en sæsonbeskrivelse af stoftabet er kravet til målinger endnu højere.

Herudover skal man kende oplandets størrelse samt arealanvendelse og jordtype i oplandet. Hvis der er punktkilder i oplandet registreres disse, og oplysninger om vand- og stofudledningen herfra indsamles. Oplandsbeskrivelsen er nærmere beskrevet i *Kronvang et al. (1998)*, se også afsnit kap 5 (vandløbsafsnittet).

Vandføringen estimeres/måles enten ved punktmålinger af vandføringen (vingemålinger) samtidigt med de vandkemiske målinger eller ved punktmålinger suppleret med kontinuert vandstandsmåling. Stofkoncentrationerne måles med 12-26 prøver pr. år. Hvor hyppigt man aktuelt skal måle afhænger af variationerne i vandføringen (Kronvang og Rebsdorf, 1988; Kronvang og Bruhn, 1990). Målinger af vandkvaliteten i søen foretages 19 gange i løbet af året (2 x pr. mdr i maj-september og 1 x pr. mdr i resten af året), hvis man ønsker et detaljeret billede af sæsonvariationen. Mindre detaljerede overvågningsprogrammer er beskrevet i *Søndergaard et al. (1999)*. Vand- og stoftransport opgjort således kaldes "målt". Vand- og stoftransporten fra resten af oplandet kaldes "umålt", den umålte vand- og stoftransport opgøres ved at anvende så gode estimerer fra oplande med sammenlignelig arealanvendelse og jordtype (*Wiggers et al, 1994; Kronvang et al, 1998*).

Hvis der ikke måles i tilløb svarer dette til at det umålte opland er 100%. Måles der ikke i afløbsvandet estimeres vandmængden ud fra tilførslen og som estimerer for afløbskoncentrationer anvendes søkoncentrationerne.

Nedenstående opstilling kan gennemføres uafhængigt af hvor stor en del af vand- og stoftransporten, der aktuelt er målt på.

6.2 Opstilling af vand- og stofbalancer for søer

Metoderne tager udgangspunkt i at der er målt vand- og stoftransport i såvel på tilløb som afløb, og herudover stofkoncentrationer i søen. Er dette ikke tilfældet må man i stedet anvende de bedst mulige estimerer for det umålte.

For at kunne opstille pålidelige massebalancer er det vigtigt, at der måles på en betydelig del af det vand, som tilføres og fraføres søen. Balancen opstilles herefter ved en årlig (evt. månedlig) afstemning af vandbalancen på baggrund af estimerer for vand- og stoftransporter,

oplysninger om oplandsstørrelser, nedbør og fordampning samt direkte tilledninger til søerne (terminologi og beregningerne er summeret i box 1 og 2).

Vandbalancen kan således opgøres årligt (evt. månedsvist) som:

$$Q_{\text{målt}} + Q_{\text{umålt}} + Q_{\text{nedbør}} + Q_{\text{indsivning}} = Q_{\text{afløb}} + Q_{\text{fordampning}} + Q_{\text{udsivning}} + \Delta_{\text{volumen}} \quad (1)$$

$Q_{\text{målt}}$ er summen af målte tilløb (målt opland), $Q_{\text{umålt}}$ er ikke-målt beregnet tilløb (umålt opland), ofte beregnet ved simpel oplandskorrektion til det målte tilløb, $Q_{\text{nedbør}}$ er den målte nedbør gange 1,16, og $Q_{\text{fordampning}}$ er den potentielle fordampning gange 1,1, $Q_{\text{afløb}}$ er det målte afløb. Δ_{volumen} er ændring i søvolumen. Henholdsvis $Q_{\text{indsivning}}$ eller $Q_{\text{udsivning}}$ er derefter beregnet ved afstemning af ovenstående ligning (1), og der er således tale om et nettoresultat. Enten $Q_{\text{indsivning}}$ eller $Q_{\text{udsivning}}$ må nødvendigvis antages at være 0 i den givne måned. Årsbalancer er herefter beregnet ved summering af de enkelte måneders resultater.

Hvis der mangler målinger på nogle af leddene må disse således erstattes med de bedst mulige estimater.

En fare ved beregningen af grundvandsudvekslingen ($Q_{\text{indsivning}}$ og $Q_{\text{udsivning}}$) som en differens mellem de målte og estimerede størrelser er naturligvis, at metoden akkumulerer eventuelle usikkerheder eller fejl i dette ligningsled.

Såfremt geologien, vandstandsende lerlag i undergrunden eller andet taler for at der ikke vil være en væsentlig grundvandsudveksling med søen, kan såvel udsivning som indsivning med fordel sættes til 0.

Efter opstillingen af vandbalancerne er stofbalancerne (for stof S) beregnet efter samme princip som (1):

$$\text{Til}_S - S_{\text{soerentention}} = \text{Afl}_S + \Delta_{\text{magasin}} S \quad (2)$$

hvor

$$\text{Til}_S = \text{Til}_{S_{\text{målt}}} + \text{Til}_{S_{\text{umålt}}} + \text{Til}_{S_{\text{direkte}}} + \text{Atm}_S + \text{Indsiv}_S \quad (3)$$

og

$$\text{Afl}_S = \text{Afl}_{S_{\text{målt}}} + \text{Udsiv}_S \quad (4)$$

$\Delta_{\text{magasin}} S$ er ændringen i stofindholdet over måneden. Til_S er den samlede stoftilførsel fra det målte opland ($\text{Til}_{S_{\text{målt}}}$), umålt opland ($\text{Til}_{S_{\text{umålt}}}$), direkte spildevandstilledninger ($\text{Til}_{S_{\text{direkte}}}$), atmosfærisk deposition (Atm_S) og beregnet udsivning (Udsiv_S). Samlet stoffrørsel (Afl_S) er summen af målt frørsel i afløbet ($\text{Afl}_{S_{\text{målt}}}$) og beregnet udsivning (Udsiv_S). Retentionen af stof i søen ($S_{\text{soerentention}}$) er dermed eneste ubekendte led og kan beregnes ud fra (2).

Stofbalancerne er således opgjort ved at tildele de enkelte komponenter i vandbalancen enten målte eller estimerede stofkoncentrationer, samt ved at addere bidrag fra direkte punktkilder. Såvel $Q_{\text{umålt}}$ som $Q_{\text{indsivning}}$ tildeles som udgangspunkt den koncentration, der er fundet i det målte tilløb, $Q_{\text{udsivning}}$ er som udgangspunkt tildelt søvands koncentration. For nedbøren, Atm_S , anvendes standardværdierne: $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og $0,1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Ved beregning af absolutte stofretentioner korrigeres der for magasinændringer i søvolumenet. De relative tilbageholdelser (retentionsprocenter) kan beregnes både som procent af den samlede tilførsel og som procent af den samlede stofmængde til rådighed for retention, dvs. som procent af den tilførte mængde samt den tilstedeværende mængde i søvolumenet ved beregningsperiodens start.

6.3 Stoftilbageholdelse

Stoftilbageholdelserne af kvælstof og fosfor er høje i danske søer, som er i ligevægt med den eksterne belastning. Tabel 6.1 og 6.2 giver typiske værdier på baggrund af data fra søer i vandmiljøplanens overvågningsprogram. Med hensyn til fosfor er tallene ikke udtryk for fosfortilbageholdelsen ved ligevægt. Den vil være højere end den der er angivet i tabel 6.2, da nogle af de søer der danner grundlag for tallene formodentlig ikke er i ligevægt med deres nuværende eksterne fosfortilførsel.

Tabel 6.1 Typiske værdier for kvælstoftilbageholdelsen i søer (fra Jensen *et al.*, 1997).

	Gns.	Min	25%	Median	75%	Max
Total kvælstof ($\text{mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	119	17	44	102	152	312
Total kvælstof (% af tilløb)	36	7	20	29	59	72
Total kvælstof (% af tilløb + 30 søpulje)	7	19	27	42	61	

Tabel 6.2 Typiske værdier for fosfortilbageholdelsen i søer. Bemærk, at en del af søerne er ikke i ligevægt med deres nuværende eksterne belastning, ved ligevægt vil retentionen øges (fra Jensen *et al.*, 1997).

	Gns.	Min	25%	Median	75%	Max
Totalfosfor ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	0,78	-6,55	-0,79	0,14	1,4	17,1
Totalfosfor (% af tilløb)	4,8	-51,8	-13,4	-0,6	22,6	87,6
Totalfosfor (% af tilløb + søpulje)	5,8	-43,9	-11,7	1,7	21,8	85,0

Hvis man ikke har mulighed for at opstille en egentlig massebalance for en sø, og har målt eller kan give et skøn for vandgennemstrømningen, kan man på baggrund af vandets opholdstid give erfaringsmæssige estimater for tilbageholdelsen af kvælstof og fosfor:

Kvælstofatab (*Jensen et al., 1997*): $N_{\text{ret}}(\%) = 42,1 + 17,8 \cdot \log_{10}(t_w)$

N_{ret} = kvælstoffjernelsen i procent, og T_w = vandets opholdstid i år.

Bemærk venligst at formlen for kvælstofatab **IKKE** kan bruges ved opholdstider under en uge

Fosfortab (*Vollenweider, 1976*): $P_{\text{ret}}(\%) = 100 \cdot (1 - (1 / (1 + \sqrt{t_w})))$.

Udover opholdstiden kan den biologiske struktur i søerne også påvirke stoftilbageholdelsen (*Jensen et al., 1996*). F.eks. vil søer med en stor udbredelse af undervandsplanter generelt have en højere stoftilbageholdelse end søer uden undervandsplanter.

6.4 Vandkvalitet

De aktuelle målinger i søen giver et øjebliksbillede af vandkvaliteten. Hvis søen ikke skønnes at være i ligevægt med den aktuelle fosfortilførsel kan der ved hjælp af erfaringsmodeller gives et estimat for vandkvaliteten ved ligevægt (box 3). De samme modeller kan benyttes ved projektering af en sø til at give et estimat for den fremtidige vandkvalitet i en sø.

Prøvetagning og analyseprogram til beskrivelse af vandkvalitet og evt. biologisk struktur er beskrevet i *Søndergaard et al., 1999*. Der kan vælges forskellige analyseprogrammer og prøvetagningsfrekvenser afpasset til formål og ambitionsniveau.

Til hjælp ved vurdering af natur- og miljøkvaliteten kan man evt. anvende "indikatorsystemet" i *Jensen og Søndergaard, 1998*. For en beskrivelse af de typiske biologiske succesioner i en nydannet sø kan der henvises til *Søndergaard og Jeppesen (1991)*.

Overvågning

Overvågningen af reablerede søer skal følge NOVA 2003 (*Miljøstyrelsen, 2000*). Overvågningsprogram og priser kan findes i kapitel 12.

Box 1. Definition på begreber i forbindelse med vand- og stoftilførsler og stoftilbageholdelse.

Vandtilførsel: Ud fra vandtilførslen (Q_{til} , $10^6 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$) samt en sø's overfladeareal (A , km^2) og vandvolumen (V , 10^6 m^3) kan to karakteristiske variable beregnes:

$T_w = V/Q_{\text{til}}$, vandets opholdstid eller vandskiftet pr. år (år)

$q_s = Q_{\text{til}}/A$, hydraulisk belastning eller afstrømningshøjde (m år^{-1})

Stoftilførsel: Ud fra stoftilførslen (S_{til} , tons år^{-1}) samt de ovennævnte variable:

$L_s = S_{\text{til}}/A$, arealspecifik belastning med stoffet S ($\text{g S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (evt. $\text{mg S m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$))

$[S]_i = S_{\text{til}}/Q_{\text{til}}$, vandføringsvægtet indløbskoncentration (mg S l^{-1})

Stoftilbageholdelse: Ud fra stoftilførslen (S_{til} , tons år^{-1}) og stoffraførslen (S_{fra} , tons år^{-1}) samt en evt. ændring i stofpuljen i søvandet med fortegn (ΔS , tons) og puljen i søvandet ved årets begyndelse ($S_{\text{sø}}$) beregnes:

$S_{\text{ret}} = S_{\text{til}} - S_{\text{fra}} - \Delta S$, stoftilbageholdelse også kaldet stofretention (S_{ret} , tons år^{-1})

$S_{\text{ret}}^* = S_{\text{ret}}/A$, arealspecifik stoftilbageholdelse ($\text{g S m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (evt. $\text{mg S m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$))

$S_{\text{ret}}(\%) = 100 * S_{\text{ret}}/S_{\text{til}}$, tilbageholdelse i procent af stoftilførsel (%)

$S_{\text{ret}}(\%)^* = 100 * S_{\text{ret}}/(S_{\text{til}} + S_{\text{sø}})$, tilbageholdelse i procent af potentiel mængde (søpulje+stoftilførsel) (%)

Box 2. Opstilling og beregning af vand- og stofbalancer.

Vandbalance:

Vandbalancen for søerne kan opgøres enten månedsvist eller på årsbasis som (Q : vandtransport):

$$Q_{\text{målt}} + Q_{\text{umålt}} + Q_{\text{nedbør}} + Q_{\text{indsivning}} = Q_{\text{afløb}} + Q_{\text{fordampning}} + Q_{\text{udsivning}} + \Delta_{\text{volumen}}$$

hvor $Q_{\text{målt}}$ er summen af målte tilløb (målt opland), $Q_{\text{umålt}}$ er ikke målt beregnet tilløb (umålt opland), $Q_{\text{nedbør}}$ er nedbør, $Q_{\text{fordampning}}$ er fordampning, $Q_{\text{afløb}}$ er det målte afløb. Δ_{volumen} er en eventuel ændring i søens vandvolumen. Udvekslingen med grundvandet, henholdsvis $Q_{\text{indsivning}}$ eller $Q_{\text{udsivning}}$ er derefter beregnet ved afstemning af ligningen, og der er således tale om et nettoresultat. Enten $Q_{\text{indsivning}}$ eller $Q_{\text{udsivning}}$ må nødvendigvis være 0 i den givne måned eller år.

Efter opstilling af vandbalancen kan en stofbalance (for stof S) beregnes efter samme princip på måneds- eller årsbasis:

$$S_{\text{til}} - S_{\text{ret}} = S_{\text{afløb, samlet}} + \Delta_{\text{magasin}}(S)$$

hvor

$$S_{\text{til}} = S_{\text{til, målt}} + S_{\text{til, umålt}} + S_{\text{til, direkte punktkilder}} + S_{\text{nedbør}} + S_{\text{indsivning}}$$

og

$$S_{\text{afløb, samlet}} = S_{\text{afløb, målt}} + S_{\text{udsivning}}$$

$\Delta_{\text{magasin}}(S)$ er en eventuel magasinændring af S i søen gennem perioden.

S_{til} er den samlede stoftilførsel til søen, den er summen af målt tilløb ($S_{\text{til, målt}}$, stoftransport fra målt opland) og umålt tilløb ($S_{\text{til, umålt}}$, stoftransport fra umålt opland) og eventuelle direkte stofudledninger til søen ($S_{\text{til, direkte punktkilder}}$) og stoftilførslen via atmosfæren ($S_{\text{nedbør}}$) og evt. indsivningen af stof fra grundvandet ($S_{\text{indsivning}}$).

$S_{\text{afløb, samlet}}$ er den samlede stoffraførsel fra søen, den er summen af målt afløb ($S_{\text{afløb, målt}}$) og evt. udsivningen af stof fra søen ($S_{\text{udsivning}}$).

S_{ret} er tilbageholdelsen af stof i søen ($S_{\text{ret}} > 0$) eller frigivelsen af stof fra søen ($S_{\text{ret}} < 0$). S_{ret} er den eneste ubekendte i ovenstående ligninger og kan derfor beregnes herudfra.

Box 3. Beregning af forventet vandkvalitet i en sø ud fra simple erfaringsmodeller (Kristensen et al., 1990; Jensen et al., 1997).

Der er ud fra samlinger af danske sødata hos Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for sø- og fjordøkologi, udarbejdet en række simple erfaringsmodeller, der kan give estimater for vandkvaliteten i en sø på baggrund af oplysninger om den forventede vand- og stoftilførsel.

Forudsætninger

Beregningerne forudsætter, at man har et estimat for den årgennemsnitlige indløbskoncentrationen af totalfosfor ($[P]$) og indløbskoncentrationen af totalkvælstof ($[N]$) samt søens forventede vandopholdstid (t_w). Og eventuelt søens middeldybde (Z)

Beregning af årgennemsnitlig fosforkoncentration i søen (Vollenweider, 1976):

$$[P]_{so} = [P]_i / (1 + \sqrt{t_w})$$

enheden er $\mu\text{g P l}^{-1}$ for fosfor og år for opholdstid.

Beregning af årgennemsnitlig kvælstofkoncentration i søen (Jensen et al., 1993):

$$[N]_{so} = 0.37 * [N]_i * t_w^{-0.14}$$

enheden er mg N l^{-1} for kvælstof og år for opholdstid.

Beregning af kvælstoftab i søen (Jensen et al., 1997):

$$N_{ret}(\%) = 42,1 + 17,8 * \log_{10}(t_w)$$

enheden er år for opholdstid.

Beregning af fosfortab i søen (Vollenweider, 1976):

$$P_{ret}(\%) = 100 * (1 - (1 / (1 + \sqrt{t_w})))$$

enheden er år for opholdstid.

Beregning af sommergennemsnitlig sigtddybde i søen (Jensen et al., 1997):

$$Sigt = 0.36 * [P]_{so}^{-0.57}$$

i lavvandede søer er det hensigtsmæssigt at korrigere for resuspension:

$$Sigt = 0.27 * [P]_{so}^{-0.59} * Z^{0.27}$$

enheden er m for sommergennemsnitlig sigtddybde, mg P l^{-1} for årgennemsnitlig totalfosfor, m for middeldybde

Beregning af sommergennemsnitlig klorofylkoncentration i søen (Jensen et al., 1997) :

$$Chla = 311 * [P]_{so}^{-0.6}$$

enheden er $\mu\text{g l}^{-1}$ for sommergennemsnitlig klorofyl, mg P l^{-1} for årgennemsnitlig totalfosfor.

Herudover findes der yderligere en række empiriske sammenhænge for biologisk respons, der vil kunne anvendes ved yderligere beregninger (undervandsplanters dybdegrænse, plante- og dyreplankton, fisk mv); se Jensen et al., 1997.

Naturindhold

Terrestrisk vegetation

7 Baggrund, principper for overvågning

7.1 Formål

Overvågningen har til formål at overvåge effekten af retablering af vådområder på den terrestriske vegetation. Overvågningen er tilrettelagt, så der både registreres ændringer i vegetationen på eksisterende naturarealer samt udviklingen af ny natur på tidligere omdriftsarealer og græsmarker. Endvidere vil det være muligt at koble ændringer i vegetationen til fysisk-kemiske forhold samt ændret arealanvendelse på arealer med ekstensiv eller intensiv overvågning.

7.1.2 Overordnet metode

Overvågningen af den terrestriske vegetation omfatter 3 overvågningsstrategier:

1. En basis vegetationsovervågning der vil blive iværksat i alle projektområder.
2. En ekstensiv overvågning der vil blive gennemført i 10-15 projektområder.
3. En intensiv overvågning der vil blive gennemført i 2-3 projektområder.

Ved valg af undersøgelsesfrekvens skal der tages højde for, hvor stabile de undersøgte naturtyper er. Der forventes en hurtig vegetationsændring i de første år efter indgrebet på de eksisterende naturarealer, og vegetationsovervågningen bør derfor undersøges allerede det 1. og det 3. år. Herefter bør overvågningen foretages hvert 5. år. Vegetationsændringerne på de tidligere omdriftsarealer og græsmarker formodes at foregå meget tilfældigt, og 1. undersøgelse bør foretages efter 3 år. Herefter bør vegetationen overvåges hvert 5. år.

Nedenstående skemaer sammenfatter hvilke elementer, der skal overvåges samt frekvens.

Basisovervågning af terrestrisk vegetation

I alle projektområder laves en basisovervågning af vegetationen.

Registrering	Frekvens
Arealbeskrivelse	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Kvantitativ vegetationsanalyse på eksisterende naturarealer	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Jordbundsbeskrivelse	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Interview af lodsejere	1 gang årligt

Ekstensiv overvågning af terrestrisk vegetation

Ekstensiv overvågning foretages i 10-15 projektområder.

Registrering	Frekvens
Arealbeskrivelse	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Kvantitativ vegetationsanalyse på eksisterende naturarealer	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Jordbundsbeskrivelse	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Interview af lodsejere	1 gang årligt
Måling af grundvandsstand	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Historiske oplysninger	1 gang

Intensiv overvågning af terrestrisk vegetation

Intensiv overvågning foretages i 2-3 større projektområder .

Registrering	Frekvens
Arealbeskrivelse	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Kvantitativ vegetationsanalyse på eksisterende naturarealer	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Kvantitativ vegetationsanalyse på omdriftsarealer og kulturgræsmarker	Før retablering og 3. år, herefter hvert 5. år
Jordbundsbeskrivelse	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Interview af lodsejere	1 gang årligt
Måling af grundvandsstand	Før retablering og 1. år, 3. år, herefter hvert 5. år
Historiske oplysninger	1 gang

7.2 Metoder til arealbeskrivelse

I alle projektområder laves en arealbeskrivelse. Projektområdet deles ind i naturligt afgrænsede parceller. Parcel-størrelsen angives. Der foretages en arealbeskrivelse i hvert enkelt parcel. Det angives endvidere, om parcellen er registreret som §3-område.

Arealbeskrivelsen foretages inden retableringen samt 1. og 3. år efter retableringen. Herefter bør arealbeskrivelsen foretages hvert 5. år. Til arealbeskrivelsen benyttes digitaliserede kort fra forundersøgelsen. Til hjælp til identifikation af areal typer kan flyfotos mv. anvendes. Arealbeskrivelsen skal anvende de beskrevne temaer i Areal Informations Systemet - AIS (bilag 7.2; *Nielsen et al., 2000*).

Inden for korttemaerne : 4110, 4112, 4120, 5123 (forskellige ferske vådområder) samt korttemaerne: 3100, 3110, 3120, 3130 (forskellige skovtyper) skal der laves en mere detaljeret beskrivelse af plantesamfundene. Denne beskrivelse gives som supplement til korttema-betegnelsen på kortene. Efterfølgende vegetationsanalyser tager udgangspunkt i plantesamfundene og ikke i indtegnede korttemaer (se afsnit 7.3 og 7.3.1).

Parceller inden for korttemaerne : 4110, 4112, 4120 og 5120 skal karakteriseres som en af nedenstående typer ud fra plantesamfundene beskrevet i bilag 11.11:

- Kultureng
- Kalkkær
- Meso-eutrof kær
- Oligotrof kær

Parceller inden for korttemaerne: 3100, 3110, 3120, 3130 skal karakteriseres som en af nedenstående typer ud fra plantesamfundene beskrevet i bilag 7.1:

- Askesump
- Ellesump
- Pilesump
- Mose-bunke birkeskov
- Blandet skov
- Nåleskov

7.3 Metoder til kvantitativ vegetationsanalyse

I basisovervågningen og den ekstensive overvågning foretages kvantitative vegetationsanalyser på arealtyperne: overdrev (korttema 3210), hede (korttema 3220), fersk vådområde (korttema 4110, 4112, 4120, 5123; omfatter kultureng, kalkkær, meso-eutrof kær og oligotrof kær) samt skov (korttema 3100, 3110, 3120, 3130; omfatter askesump, ellesump, pilesump, mose-bunke birkeskov, blandet skov, nåleskov). Vegetationsanalyserne foretages inden retableringen samt 1. og 3. år efter retableringen. Herefter foretages der en analyse hvert 5. år.

I intensive projektområder foretages endvidere vegetationsanalyser for arealtyperne: arealer i omdrift og kulturgræsmarker. Vegetationsanalyserne foretages inden retableringen samt 3. år efter retableringen. Herefter foretages der en analyse hvert 5. år.

7.3.1 Permanente prøvelfelter

Inden for arealtyperne overdrev, hede, samt kultureng, meso-eutrof kær, oligotrof kær og kalkkær samt askesump, ellesump, pilesump, mose-bunkebirkeskov, anden løvskov og nåleskov placeres 3-6 permanente prøvelfelter, så variationen i vegetationen og de forventede ændringer i det hydrologiske regime dækkes bedst muligt. Det forventede hydrologiske regime efter retableringen vurderes ud fra områdets placering i forhold til vandløbet, ådalsskrænten, områdets topografi m.m. (kapitel 2). Prøvelfelterne kan f.eks. lægges i et transekt fra vandløbet og op i ådalen.

Der skal som minimum være 16 m mellem prøvelfelternes centrum. Det eksakte antal prøvelfelter afhænger af arealtypen, som anført i nedenstående skema.

Arealtype	Antal prøvelfelter á 49 m ²
Overdrev	3
Hede	3
Fersk vådområde	
• Kultureng	3
• Meso-eutrof kær	6
• Oligotrof kær	3

• Kalkkær	3
Skov	
• Askesump	3
• Ellesump	3
• Pilesump	3
• Mose-bunkebirkeskov	3
• Anden løvskov	3
• Nåleskov	3

Frekvensanalyser

Det enkelte permanente prøvefelt udgøres af en cirkel på 49 m². Prøvefeltets placering beskrives vha. UTM-koordinater (GPS). Det permanente prøvefelt indtegnes på kortet, hvor arealtyperne er indtegnet. På arealer, der forventes at blive permanent vanddækket efter retableringen, er der ingen grund til markering af prøvefeltet.

Der udlægges 4 tilfældigt placerede 1x1 m kvadrater inden for hver prøvefelt. Kvadratet er underinddelt i 16 felter (*Økland, 1990*). Arternes tilstedeværelse inden for hvert af de 16 felter noteres. Herefter kan arternes frekvenser i hvert kvadrat beregnes. Efterfølgende markeres to af de fire kvadrathjørner med en metalpind (i jorden så de ikke stikker op), så den eksakte position kan genfindes. Hyppigheden af supplerende arter i det store prøvefelt noteres vha. van der Maarels skala (se nedenfor; *van der Maarel 1979*).

Dækningsgradsanalyser

I meget høj busk- og urtevegetation med dominans af enkelte store arter er det nødvendigt at supplere frekvensanalyserne med en dækningsgradsanalyse i de permanente kvadrater (*Økland, 1990*). Plantearternes hyppighed registreres ved brug af van der Maarels-skala.

van der Maarels skala :

- 1 = 1 individ som dækker mindre end 5 %
- 2 = 2 til 5 individer som dækker mindre end 5 %
- 3 = 6-20 individer som dækker mindre end 5 %
- 4 = >20 individer som dækker mindre end 5 %
- 5 = arten dækker fra 5 til 12,5 %
- 6 = arten dækker fra 12,5 til 25 %
- 7 = arten dækker fra 25 til 50 %
- 8 = arten dækker fra 50 til 75 %
- 9 = arten dækker mere end 75 %

Som adskilte individer regnes skud eller skudansamlinger (f.eks. tuer), hvis rodfæste er fysisk adskilt fra andre skud.

Bestandsstørrelser

For alle A- og B-arter fra Atlas Flora Danica taxonliste (Hartvig et al. 1992) skal bestandsstørrelserne opgøres. Hvis der er tale om få individer (1-25) angives det nøjagtige antal, mens et større antal individer opgives efter en grov skala: 25-100, 100-500, 500-1000 og >1000. For nogle arter er det ikke muligt at operere med individer. Her angives antallet af kolonier/bestande samt den omtrentlige arealdækning (i m²).

Registrering af trælaget

Inden for de forskellige skovtyper foretages en række supplerende analyser af trælaget. Inden for det permanente prøvefelt (på 49 m²) registreres alle træer og buske med en diameter på mere end 3 cm i brysthøjde (DBH) med hensyn til:

- Art
- DBH (diameter i brysthøjde)
- Højde (i flg. højdeklasser: <25 cm; 25-50 cm; 50-100 cm; 100-200 cm; 200-400 cm; 400-800 cm; 800-1600 cm; >1600 cm).

For flerstammede træer (tveger) noteres DBH og højde for alle stammer. For træer og buske med diameter på mindre end 3 cm i brysthøjde angives et ca. antal samt et højdeinterval (f.eks. pil: 15 stk. 0,5-2,5 m).

Artsbestemmelse og navngivning

Artsbestemmelse af karplanter foretages ved hjælp af Dansk Feltflora (Hansen 1981), De Danske Halvgræsser (Schou, 1993) og Nøgle til Bestemmelse af danske Græsser i blomsterløs Tilstand (Grøntved og Sørensen, 1941). Navngivningen følger Dansk Feltflora (Hansen, 1981).

Mosser, laver og svampe er ikke inkluderet i overvågningsprogrammet, da prøvetagningsmetoderne er tidskrævende, og artsbestemmelsen vanskelig.

7.3.2 Fotodokumentation

Som dokumentation for vegetationsanalyserne og for at give et supplerende sammenligningsgrundlag for fremtidige analyser, foretages en fotografisk registrering af vegetationen samtidig med vegetationsanalyserne. Som minimum tages et oversigtsbillede af den ensartede vegetationsflade og et nærbillede af det 49 m² store prøvefelt. Der anvendes landmålerstokke eller lign. til markering af prøvefeltet, så den omtrentlige vegetationshøjde kan ses på billederne. Billederne tages i farver så vidt muligt med samme kamera, linse og filmtype hver gang. Hvis der benyttes digitalt kamera benyttes samme opløsning samt filformat.

7.4 Metoder til overvågning af hydrologi, jordbund og menneskelige påvirkninger

Vegetationsanalyserne suppleres med en overvågning af hydrologi og jordbund samt en undersøgelse af arealernes historiske arealanvendelse.

Jordbundsbeskrivelse

På alle projektområder foretages der i forbindelse med vegetationsanalyserne en beskrivelse af jordbundsprofilen, vha. jordspyd i alle permanente vegetationsprøvefelter. Disse prøver er supplement til de jordbundsbeskrivelser, der foretages ved piezometerrederne. Jordbundsbeskrivelsen foretages i centrum af det 49 m² store permanente prøvefelt. Her registreres:

- Fønelagets tykkelse (dvs. den uomsatte øvre del af jordbundsprofilen)
- Tørveholdige jordlags tykkelse
- Jordtype (grovsandet, finsandet, sandblandet ler, ler, ifølge Jordklassificering Danmark) (Madsen *et al.*, 1992).
- pH (H₂O) - metode findes beskrevet i Sørensen og Bülow-Olsen (1994).

Jordbundskemi

På projektområder omfattet af basisovervågningen udtages kun 1 jordprøve umiddelbart uden for hvert af de 4 1x1 m kvadrater inden for hvert 49 m² store prøvefelt. På arealer omfattet af de ekstensive og intensive overvågningsstrategier udtages 3 jordprøver umiddelbart uden for hvert af de 4 1x1 m kvadrater.

Jordprøven indsamles ved at lave 5 stikprøver med et jordspyd langs prøvefeltets kant. For hver stikprøve skræbes det øvre uomsatte lag (fønnen) væk, og en prøve af de øverste 20 cm af jordlaget udtages og blandes med de øvrige stikprøver. Heraf gemmes ca. ½ l jord til kemiske analyser. Friske jordprøver bør sendes til analyser inden for få dage. Ved tørring af jorden ved 50-60 grader i 1-2 døgn kan jordprøven gemmes. På arealer omfattet af basisovervågningen tørres jordprøverne og gemmes til senere analyser, hvis der viser sig et behov for at kende jordbundens kemi. På arealer omfattet af den ekstensive eller den intensive overvågning sendes jordprøverne til kemiske analyser på et anerkendt laboratorium.

Jordprøverne skal analyseres for følgende:

- pH (H₂O)
- Reaktionstal, Rt
- Ombyttelig K, Na, Mg
- Glødetab
- Total fosfor
- Total kulstof (kun første analyse)
- Total kvælstof (kun første analyse)

Metoder til jordbundsanalyser findes beskrevet i Sørensen og Bülow-Olsen (1994).

Hydrologi

På arealer, der er omfattet af de ekstensive og intensive overvågningsstrategier, foretages en overvågning af grundvandsstanden i de enkelte 49 m² store prøvefelter. Grundvandsstanden overvåges ved nedsætning af 1 piezometerør 1-2 meter uden for det permanente prøvefelt (se beskrivelse i kapitel 4.5). Vandstanden måles 3 gange årligt: marts (den maksimale grundvandsstand), i sommerperioden (samtidig med vegetationsanalyserne) og ultimo august (den minimale grundvandsstand).

På arealer, der er omfattet af den intensive overvågningsstrategi, suppleres overvågningen af grundvandsstanden med kontinuerlige målinger på udvalgte steder i forbindelse med undersøgelserne af stoftransporten på disse områder. Grundvandsstanden i de permanente prøvefelter kalibreres ud fra disse målinger og topografiske opmålinger på området (se metode i kapitel 4.5).

Lodsejerinterviews

Når forandringer i vegetationen skal relateres til ændringer i kårfaktorer, er det vigtigt at have kendskab til de øvrige menneskelige påvirkninger af vegetationen.

Derfor foretages der telefoniske interviews med lodsejere i november/december. Lodsejerinterviewene skal indeholde spørgsmål om følgende:

- Dræningsgrad
- Rørskær
- Græsning (dyreenheder pr. ha, art/race, starttidspunkt, sluttidspunkt)
- Slet (tidspunkt, slåhøjde)
- Udsåning af kulturgræsser (seneste udsåning, oplysninger om frøblanding samt hyppighed)
- Evt. gødskning (seneste gødskning, kg N pr. ha samt hyppighed)

På parceller i omdrift gives endvidere oplysninger om:

- Jordbehandling (seneste behandling samt hyppighed)

Såfremt der sker ændringer i ovennævnte forhold, skal lodsejerne kontaktes årligt.

Øvrige påvirkninger såsom rekreativ udnyttelse, naturpleje (f.eks. kratrydning), plantning osv. registreres i felten i forbindelse med vegetationsanalyserne.

Historiske oplysninger

På projektområder, der overvåges ekstensivt eller intensivt, indhentes der også historiske oplysninger. Artsindholdet på eksisterende naturarealerne og den udvikling, man kan forvente på omdriftsarealer og græsmarker efter retableringen, afhænger nemlig i høj grad af den historiske arealanvendelse gennem de sidste 50-100 år. Studier af flyfotos fra perioden 1945-1995 og gamle geodætiske kort kan tilvejebringe informationer om ændringer i arealanvendelse og successionsforløb.

Disse oplysninger suppleres med spørgsmål om følgende forhold ved anvendelsen inden for de sidste 20 år. Spørgsmålene kan evt. stilles i forbindelse med det første lodsejerinterview (se 7.2):

- Arealanvendelse inden for de sidste 20 år (omdrift, omlagt eng, slet, græsning m.m.)
- Dræningsgrad og ændringer i denne
- Rørskær

- Græsning (dyreenheder pr. ha, art/race, starttidspunkt, sluttidspunkt)
- Slet (tidspunkt, slåhøjde)
- Udsåning af kulturgræsser (seneste udsåning, oplysninger om frøblanding samt hyppighed)
- Evt. gødskning (seneste gødskning, kg N pr. ha samt hyppighed)
- Jordbehandling (seneste behandling samt hyppighed)

8 Vandløb – søer

8.1 Vandløb

Forventede ændringer i vandløb som følge af reetablering af vådområder

Formålet med de ændringer der foretages i forbindelse med genopretning af ådalen og vandløbet er at sikre tilnærmede naturlige afstrømningshændelser og en højere grundvandsstand i de vandløbsnære arealer. For at nå dette mål vil de primære indgreb i vandløbet være at mindske vandføringsevnen gennem forskellige tiltag. De to vigtigste er indsnævring af vandløbsprofilen og hævnning af vandløbsbunden. Dette kan dels ske gennem egentlige restaureringsindgreb og dels gennem ophør med eller ændret vandløbsvedligeholdelse. En nærmere beskrivelse er givet i afsnit 2.2.

Overvågning af biologiske og fysiske forhold skal foretages på baggrund af data indsamlet inden der er foretaget genopretning af vandløb og vandløbsnære arealer. Det skal således sikres at der foretages indsamling i vandløbet inden dette ændres fysisk. Det er derfor vigtigt at inddrage dette aspekt allerede i den planlæggende og godkendende fase af projektet, således at projektet for genoprettelse ikke udskydes unødigt.

8.1.1 Minimumsniveau for overvågning

Det minimale niveau for overvågning i vandløb vil være en ekstensiv overvågning af den generelle økologiske kvalitet baseret på vandløbets makroinvertebratfauna (*Miljøstyrelsen, 1998*). Dette indebærer, at der foretages en semikvantitativ indsamling i perioden februar til april. Faunaen identificeres til slægt, familie etc. som angivet i Miljøstyrelsens vejledning. Ud over forårsindsamlingen kan der foretages en tilsvarende indsamling i sommerperioden juli til august.

8.1.2 Detaljeret biologisk og vandløbsfysisk overvågning

En mere detaljeret beskrivelse af de biologiske og vandløbsfysiske forhold end minimumsniveauet vil være ønskelig såfremt ressourcerne er til rådighed. De biologiske forhold bør beskrives for flere komponenter. Ud over makroinvertebratfaunaen inddrages fisk og makrofyter. De vandløbsfysiske forhold beskrives dels som vandløbets vandføringsevne og dimensioner (bredde og dybde), hyppigheden af oversvømmelser i ådalen samt en beskrivelse af vandløbsbunden (substratforhold). Der er nedenfor givet en beskrivelse af de enkelte komponenter.

Biologiske forhold

Makroinvertebratfaunaen

Denne kan dels beskrives på et semikvantitativt niveau og dels på et kvantitativt niveau. Den semikvantitative beskrivelse bør være det niveau der er beskrevet i teknisk anvisning for det udvidede biologiske program i vandløb under NOVA 2003. Der foretages således to

indsamlinger i henholdsvis februar til april og i juli til august, hvor faunaen identificeres til artsniveau (*Skriver et al. 1999*).

Ved indsamling af kvantitative prøver anbefales det at anvende en Surber sampler, som består af en metalramme på 30 x 30 cm, hvorpå der er fastspændt en netpose med maskevidden 0,5 mm (DS/EN 28265). Bundsubstratet hvirvles op med hånden, hvorved det med strømmen føres ind i netposen. Prøveantal og strategi for prøvetagning bør tilpasses efter vandløbets dimensioner og substratmæssige forhold. Som minimum bør der dog ikke indsamles færre end 10 Surber prøver.

I mindre vandløb kan indsamling foretages ved vadning. Indsamling af kvalitative prøver i større vandløb foretages ligeledes ved vadning som beskrevet i *Miljøstyrelsen (1998)*. Indsamling af kvantitative prøver i større vandløb må derimod foretages ved hjælp af dykker.

Fisk

Vandløbsstrækningens fiskefauna indsamles i form af kvantitative befiskninger (*Mortensen & Geertz-Hansen 1996*). I mindre vandløb kan dette gøres ved vadning, hvorimod befiskning i større vandløb må foretages fra båd. Ved beskrivelsen af fiskefaunaen skal det søges at sikre en så detaljeret beskrivelse som muligt af artssammensætningen. Antal befiskninger og beregning af bestandsstørrelser foretages som beskrevet i (*Mortensen & Geertz-Hansen 1996*). Der foretages som minimum én befiskning i forbindelse med lav afstrømning og vandstand i august/september. Der kan eventuelt foretages supplerende befiskninger til bestemmelse af opgang af anadrome arter. Eventuel gydning af ørred og laks på strækningen konstateres ved registrering af gydebanker i december og januar.

8.2 Søer

Naturindholdet i en sø vil i høj grad være afhængig af den eksterne næringsstofftilførsel, især tilførslen af fosfor påvirker planter og dyrs artssammensætning og dominansforhold i en sø. Erfaringsopsamlinger og undersøgelser fra reablerede eller nyetablerede søer er yderst fåtallige, hvorfor det er svært at give håndfaste beskrivelser af hvad der vil ske.

Søndergaard og Jeppesen (1991) har dog samlet en erfaringer og bla. succesioner fra en række nydannede danske og udenlandske søer. Også sammenhænge og generelle tendenser i naturkvalitet og indhold som er beskrevet i *Jensen & Søndergaard (1998)* er velegnet referencemateriale i forbindelse med vurderingen af naturindholdet i en sø.

I en overgangsperiode efter en sø's reablering/nyetablering vil indvandringsmuligheder mv. dog også være væsentlige især for undervandsplanter, fisk og højere dyr. Hvor hurtigt artssammensætningen og dominansforhold stabiliseres vil være meget afhængigt af hvor isoleret søen er i forhold til andre søer, vådområder, vandløb osv., hvorfra der kan ske kolonisation. Tilsvarende vil blandt andet dybdeforhold, størrelse, tidligere vegetation, jordbund, vandgennemstrømning, næringsstofbelastning have indflydelse på dels successionerne

efter etableringen, og også på naturindholdet efter overgangsperioden.

Men altafgørende for det endelige naturindhold efter overgangsperioden er næringsstofniveauet. De generelle sammenhænge for planteplankton, dyreplankton, fisk, bunddyr, undervandsplanter og fugle er beskrevet i *Jensen og Søndergaard (1998)* og *Jensen et al. (1997)*.

Med hensyn til retningslinier for overvågningen af natur- og miljøforhold bør man anvende de, der er vedtaget i forbindelse med det nationale overvågningsprogram (NOVA, *Miljøstyrelsen, 1999*). Mindre detaljerede overvågningsprogrammer er beskrevet i *Søndergaard et al. (1999)*. I *Søndergaard et al. (1999)* er der beskrivelser samt prisoverslag på programmer med til monitoring af plante- og dyreplankton, invertebrater, rørskovs- flydeblads- og undervandsplanter, fisk samt fugle.

Afslutningsvis skal det nævnes at i særlige situationer kan plejeforanstaltninger være på sin plads. For eksempel kan man af hensyn til fuglene vælge at fastholde succesion på et tidligt stadie af hensyn til fuglenes fødeforhold. Dette kan ske ved tørlægning efter perioder på 5-7 år. I andre tilfælde kan man af hensyn til fiskebestanden udsætte rovfisk eller opfiske skaller og brasen. Og i nogen tilfælde kan det være nødvendigt med plejeforanstaltninger for at mindske ekspansionen af rørskovsvegetation for at bevare et åbent vandspejl.

9 Højere fauna

9.1 Fugle

Etableringen af våde enge vil give forbedrede levevilkår for fugle tilknyttet enge og vådområder. De våde enge vil kunne få stor betydning for både ynglende fugle og for rastende fugle uden for ynglesæsonen. Sammensætningen af arter i fuglesamfundet og tætheden af fugle vil afhænge af en række faktorer så som biotopens sammensætning og pleje, vanddækning, områdestørrelse og graden af menneskelig forstyrrelse. Eftersom at biotopen vil gennemgå en gradvis succession, med eller uden pleje, vil fuglelivet også forandre sig over en længere årrække. Det kan forventes at tage adskillige årtier, inden man nærmer sig en ligevægtstilstand, og indvandreringsraten i et nyetableret område vil afhænge af fuglearternes økologiske tilpasninger.

Undersøgelingsstrategien omfatter *intensivt overvågede områder*, der overvåges hvert år med henblik på at registrere korttidsforandringer i fuglelivet i forhold til ændrede miljøforhold, og *ekstensivt overvågede områder*, der overvåges hvert tredje år med henblik på at registrere overordnede langtidsforandringer i fuglelivet. Områder med henholdsvis intensiv og ekstensiv overvågning udpeges på grundlag af kriterier om geografisk spredning og områdestørrelse. Et vigtigt kriterium for udpegning af områder vil også være tidspunktet for den planlagte igangsættelse af etableringen.

Afgrænsning af lokalitet og delområder

Både med henblik på registrering af ynglefugle og rastende fugle, der skal kunne gentages i efterfølgende år, er det vigtigt at foretage en velovervejet afgrænsning af undersøgelsesområdet og eventuelle delområder. Afgrænsningen bør så vidt muligt følge naturlige skel i landskabet, som kan genfindes fra år til år, f.eks. en vej, en skrænt, et dige eller lignende. Delområder kan være relevante, hvor der er skel i plejeforanstaltninger eller skift i biotop f.eks. overgang fra permanent vanddækkede arealer til sump eller eng, eller fra eng til dyrkningsfelt. Undersøgelsesområdets omkreds og grænser for delområder indtegnes på kort (ca. 1:10.000).

Hvis der i løbet af årene sker forandringer f.eks. med hensyn til pleje eller adgangsforhold (ændret forstyrrelsestryk), bør det anføres på et kort, hvor og hvornår forandringerne er sket.

Registrering af ynglefugle

Artsvalg

Afhængigt af topografi og hydrologiske forhold vil de våde enge fremstå som mosaikker af vanddækkede arealer, vandløb, enge med varierende fugtighedsgrad, rørsump og eventuelt sumpkrat. Karakterarterne vil overvejende være vand- og engfugle, d.v.s. lappedykker, andefugle, rørhøg, vandhøns, vadefugle, hættemåge (hvis der er

egnede yngleholme) og småfugle såsom engpiber, gul vipstjert, rørsangere (3 arter) og rørspurv.

Kortlægning af yngleterritorier

Den bedst egnede metode til registrering af ynglefugle i våde enge er kortlægning af territorier. De fleste arter er registrerbare p.g.a. territorialadfærd, sang, sangflugt, eller - i tilfælde af forstyrrelse fra f.eks. rovfugle - varsling. Visse arter vadefugle (rødben, almindelig ryle) er imidlertid meget diskrete og kan bedst kortlægges i begyndelsen af juni, hvor ungeførende fugle varsler, og antallet af par af svømmeænder registreres bedst i maj ud fra antallet af enlige eller smågrupper af andrikker.

Kortlægningen af territorier foregår ved, at observatøren besøger området mindst to gange i morgentimerne af hensyn til de dagaktive arter og mindst én gang sent aften af hensyn til de nataktive arter. Hvis man benytter to besøg til de dagaktive arter, bør registreringen foregå i henholdsvis begyndelsen af maj og i begyndelsen af juni. Supplerende registreringer kan med fordel udføres i slutningen af april (fordelagtigt af hensyn til vibe) og omkring den 20. maj. Registreringen om aftenen finder sted i begyndelsen af juni, evt. suppleret med en aftenregistrering i midten af maj. Besøg bør lægges på dage med stille vejr uden nedbør; de bedste aftenregistreringer opnås på aftener med lunt vejr.

Registreringerne foregår så vidt muligt fra gode udsigtspunkter, hvorfra man kan overskue vand- og engarealerne. Ved at sidde lidt på afstand undgår man forstyrrelse af ynglefuglene, og ved hjælp af en håndkikkert og suppleret med et teleskop kan man opnå en rimelig dækning. I områder, der er svært overskuelige eller store, gennemgås området for at opnå en bedre dækning. Observatøren skal undgå at blive fulgt af flokke af kreaturer (kan medføre nedtrampning af reder). Det bedste tidspunkt for en enggennemgang er tidlig morgen.

Aften/natregistreringerne foregår fra en række på forhånd fastlagte punkter hvorfra observatøren lytter efter sang/kald fra nataktive arter. Punkterne indtegnes på et kort, og de samme punkter benyttes fra år til år.

Kolonirugende fugle (hættemåger og eventuelt terner) registreres ved på afstand at bedømme antallet af reder kombineret med en vurdering af antallet af par i kolonien.

Ved registreringerne skelnes mellem sikre og mulige ynglefund. Sikre fund er, hvis man har observeret afledningsadfærd hos voksne fugle, voksne fugle ved eller på rede eller dununger. Mulige fund er observationer af territoriehævdende fugle, parringsadfærd, redebygning eller enlige andrikker.

De artsspecifikke registreringstidspunkter, metoder, problemer og kriterier for at fastslå ynglefund er beskrevet af *Møller (1983)* og *Falk (1990)*.

Tidsforbruget pr. besøg er ca. 1-3 timer pr. km², afhængigt af tætheden af fugle.

Ved hvert besøg indtegnes territoriale fugles position på feltkort (ca. 1:5.000), og det anføres med en signatur, om der var tale om et sikkert eller muligt ynglefund. I en notesbog eller anden protokol anføres besøgstidspunkt, tidsforbrug, vejrforhold og eventuelle forstyrrelser, der påvirkede registreringen.

Databehandling

Ud fra kortene fra de enkelte besøg sammentælles antallet af sikre og mulige ynglepar. Observatøren skal være opmærksom på, at på grund af omlæg af ægkuld kan et ynglepar godt forekomme som rugende ved to registreringer. For de fleste arters vedkommende vil der være usikkerhed om det eksakte antal. I disse tilfælde angives det mindste og største estimat (f.eks.: vibe 8-11 par).

I et samleskema angives for hver art det vurderede antal ynglepar pr. delområde og for området som helhed, og besøgsdatoer og tidsforbrug angives på skemaet (bilag 9.1). Der udarbejdes et sæt kort, der viser positionen af territorier for hver art (flere arter vises på et kort).

Rastende fugle

Artsvalg

Karakterarterne i de våde enge uden for ynglesæsonen er vandfugle, hovedsageligt fiskehejre, andefugle, blishøne og vadefugle. Registreringer af småfugle er betydeligt mere tidskrævende og kan udelades. Arterne af vandfugle har forskellige trækmønstre; antallet kulminerer på forskellige tidspunkter i løbet af sæsonen, og overvågningen bør tage højde herfor.

Totaltælling

De fleste arter vandfugle er forholdsvis lette at registrere p.g.a. deres størrelse og flokvis forekomst. For de fleste arter kan man få en rimelig vurdering af det totale antal i et område. Registreringerne foretages ved hjælp af håndkikkert og teleskop fra forskellige udsigtspunkter, hvorfra man kan overskue området. Da der ofte er "døde vinkler" eller ugunstige lysforhold (f.eks. kraftigt modlys) bør registreringerne foretages fra flere punkter. På grund af forstyrrelse og deraf mulighed for forflytning af fugleflokke kan det ikke anbefales, at observatøren går ind gennem området. Hvis der forekommer store flokke af fugle i området kan observatøren med fordel benytte en håndklicktæller til at holde styr på antallet, og observatøren kan vurdere store flokke ved at tælle intervaller af 5 eller 10 fugle, f.eks. 5, 10, 15.

Ved hvert besøg tælles og noteres i notesbog antallet af de forskellige arter inden for hvert delområde. I notesbogen anføres endvidere vejrforhold og eventuelle forstyrrelser (f.eks. markarbejde, jagt, fiskeri eller anden menneskelig aktivitet). Ud for hver art anføres, hvorvidt fuglene overvejende var aktive med fødesøgning eller primært hvilede. Denne information er nyttig med henblik på en vurdering af områdets funktion for fuglene.

Tidsforbruget pr. besøg er ca. ½-1 time pr. km², afhængigt af tætheden af fugle.

Registreringer af rastende fugle udføres fire gange i løbet af 2. halvår: i midten af august, september, oktober og november, og to gange i 1. halvår: i midten af marts og midten af april. Denne dækning er ekstensiv, men med den tidsmæssige spredning dækkes artsgrupper med forskellige trækmønstre og -tidspunkter. På grund af risiko for frost og sne i vintermånederne og dermed meget svingende fugleforekomster bør dækning af disse måneder ikke prioriteres. Hvis der af ressourcemæssige årsager skal prioriteres mellem registreringerne, bør man som minimum foretage registrering i september, oktober og april, men man mister herved forekomsten af mange vadefugle samt sang- og pibesvane.

Linietaksering

Nogle arter, f.eks. bekkasiner og andre vadefugle, er diskrete og forekommer enligt eller i småflokke i fugtige engpartier, hvilket umuliggør en totaltælling. Disse arter kan kun overvåges semi-kvantitativt ved at gå transekter gennem udvalgte delområder. Metoden er, at observatøren går ad en fast rute og registrerer opflyvende individer på 100 m på hver siden af transekten. I en notesbog noteres fortløbende antallet af de forskellige arter, der registreres inden for transekten. Linietaksering kan med fordel benyttes i svært overskuelige områder med henblik på at få et indekstal for de diskrete arter. Linietakseringen kan udføres på samme dag som totaltællingen, men bør udføres efter totaltællingen p.g.a. den mulige forflytning af fugle. For at få tilstrækkeligt materiale bør en linietransekt være mindst 300 m lang gennem en ensartet biotop. Linieføringen indtegnes på kortet med områdeinddelingen.

Databehandling

For hvert besøg sammentælles i et skema det samlede antal af hver art i hvert delområde og i det samlede område, og i skemaet noteres besøgstidspunkt, tidsforbrug, vejrforhold og eventuelle forstyrrelser, der påvirkede registreringen. Antallet registreret på en eventuel linietaksering anføres i en separat kolonne, som ikke indgår i sammen-tællingen.

I et samleskema, der dækker de fire registreringer i 2. halvår resumeres registreringerne for hver art pr. delområde og samlet for området ved angivelse af det højeste registrerede antal i løbet af første og andet halvår og ved det gennemsnitlige antal pr. besøg for hvert halvår (bilag 9.2).

9.2 Pattedyr (odder)

Odderen er nataktiv og direkte observationer er derfor i praksis umulige. Kortlægning af odderens forekomst foregik tidligere på basis af materiale indsamlet gennem vildtudbyttestatistikken og gennem henvendelser til dambrugere, sportsfiskerforeninger, skytter, vildtforvaltningskonsulenter m.fl. I dag anvendes en international standardiseret kortlægningsmetode, British National Otter Survey Method (Anon. 1984). Metoden bygger på det forhold, at odderen afmærker sit territorium med ekskrementer, og at disse normalt er

placeret på iøjnefaldende steder. Metoden giver kun ringe mulighed for at sige noget kvantitativt om bestandens størrelse, men den giver et tilfredsstillende billede af, hvorvidt der forekommer oddere i et vandløbssystem.

Den standardiserede metode bør suppleres med oplysninger om evt. omkomne oddere indleveret til de offentlige myndigheder og evt. kritisk vurderede oplysninger om oddere fra befolkningen. Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at når odder og mink ses på afstand eller under uhensigtsmæssige lysforhold kan det være svært at vurdere størrelsen og udseendet. Det er derfor ikke ualmindeligt, at odder forveksles med mink, som udover den brune vildfarve findes i mange forskellige farvevariationer.

Sporsøgningsteknik

Odderen placerer ofte sine ekskrementer enkeltvis eller i grupper på markante eller fremspringende steder (markeringspladser) ved å- og søbredder som f.eks. broer, drænrør, sten, rødder og græstuer (figur 9.1). Undertiden lægges de på en forhøjning af græs eller sand, som odderen selv har skrabet sammen.

Odderens ekskrementer kan variere i størrelse, form og farve, afhængigt af hvad odderen har spist. I frisk tilstand er ekskrementerne sorte eller grå, og har en karakteristisk markant og meget holdbar sødlig moskusagtig lugt. Indholdet består af fiskeben og fiskeskæl. Ældre ekskrementer er lysegrå og smuldrende. Af og til kan man støde på nogle tjæreagtige, grønsorte og slimede klatter placeret på de samme steder som ekskrementerne, men som ikke indeholder fiskerester. Dette er også odderens efterladenskaber og indholdet er sekret fra dyrets analkirtler.

Odderens fodaftryk findes lettest på sand- eller mudderbanker. Fodaftrykket fra en odder kan for uerfarne observatører forveksles med mink, ilder, ræv, tamhund og tamkat, som også færdes langs sø og å. I mange tilfælde vil forløbet af sporrækken kunne hjælpe med til at afgøre hvilken art der er tale om, f.eks. kan sporrækken starte eller slutte ved vandkanten, hvilket primært peger i retning af odder eller mink.

Odderens veksler (stier) kan i de fleste tilfælde skelnes fra tilsvarende spor efter vore andre pattedyr. Slæbesporet fra odderens krop og hale i sneen om vinteren er dog så karakteristisk, at det ikke kan forveksles med noget andet dyr. Ligeledes kan en "hul" veksler gennem højt græs også fortælle, at det udelukkende er lavbenede dyr der anvender vekslen. Sammen med ekskrementerne fortæller disse sportegn meget om de enkelte arters færden.

Fiskerester langs sø- og åbredder kan ikke anvendes som et sikkert tegn på forekomst af odder. Dette skyldes, at fiskerester lige så godt kan være tegn på ræv, mink, rotter eller måske mennesker. Og selv på odderens tilholdssteder er det også sjældent at finde rester efter dens måltider af fisk.

En udførlig beskrivelse af sporsøgningsteknik og forvekslingsmuligheder er givet af *Madsen (1989)*.

Udvælgelse af områder og lokaliteter

Udvælgelsen af lokaliteter afhænger i høj grad af baggrunden for overvågningen, størrelsen på det område som ønskes undersøgt og tætheden af oddere i det pågældende område. Er det for eksempel et overordnet indtryk af odderens forekomst eller er det et mere præcist billede af artens aktivitetsområder i et mindre lokalt område?

Uanset hvad vil det være nødvendigt at tage afsæt i det nationale overvågningsprogram, som har en kadence på ca. 5 år, og anvende de seneste resultater (f.eks. *Hammershøj et al., 1996*). Herefter bør der skelnes mellem områder som ligger centralt i udbredelsesområdet og områder som ligger mere perifert eller udenfor odderens udbredelsesområde.

Områder som ligger centralt i odderens udbredelsesområde:

Langs å- og søbredder udvælges for hver 5-8 km en strækning på indtil 600 m, f.eks. ved broer, hvor to vandløb mødes eller hvor et vandløb løber til eller fra en sø (Fig. O.2). Findes der ikke ekskrementer eller fodaftryk efter odder betegnes lokaliteten som negativ. På et kort (1:10.000) indtegnes den nøjagtige position af transekterne.

Områder som ligger perifert eller udenfor odderens udbredelsesområde:

Odderens markeringsaktivitet er afhængig af antallet af dyr i området - få dyr markerer mindre hyppigt end mange. Derfor kan det i sådanne områder være nødvendigt at supplere ovennævnte metode med en mere systematisk gennemgang af betydeligt længere strækninger (op til flere km), evt. alle bredder i hele vandløbssystemet.

Tidspunkter og frekvens

Odderens markeringsaktivitet er også afhængig af årstiden (*Madsen et al., 1996*), idet markeringsaktiviteten generelt er størst i perioden fra oktober-april. Dette forhold er måske en tilpasning til fødeknaphed i vinterperioden, idet odderne på forhånd sikrer sig nogle fiskestrækninger, som sjældent eller aldrig er frosset til i hårde/kolde vintre. I den samme periode er der også et lavt vegetationsdække. Kortlægning af oddere bør derfor fortrinsvis foretages i denne periode og kortlægning i perioden maj-september vil i meget stor udstrækning være uden værdi.

Kortlægning af oddere inden for et år bør gennemføres en gang om måneden på hver valgt lokalitet i månederne oktober - april.

Kortlægning af oddere mellem år bør ligeledes gennemføres i månederne oktober-april på hver valgt lokalitet. Er der begrænsede ressourcer til overvågningen bør denne mindst foretages én gang i perioden oktober-april på de udvalgte strækninger. Men for at få et længere tilbageblik er det mest fordelagtigt, at strækningerne gennemgås i perioder uden snedække. Dermed undgås, at det kun er en enkelt nats odderaktivitet der registreres.

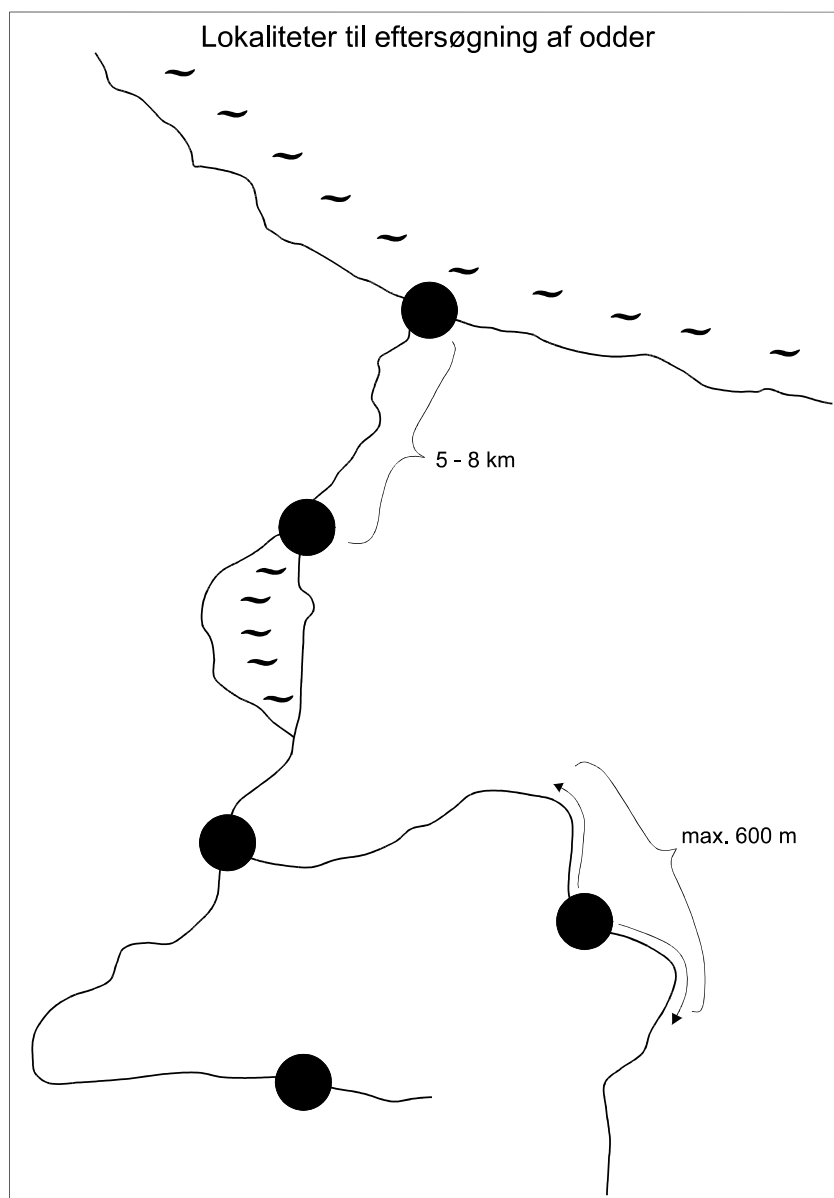
Man skal beregne, at tidsforbruget pr. transekt (600 m) er ca. 1 time.

Databehandling

Efter hver gennemgang af de udvalgte transekter op langs åløbet og i de nyetablerede våde enge noteres, hvorvidt der blev registreret odderspor eller ej på transekterne. Efter endt sæson noteres i et samle-skema den samlede forekomst langs åløbet (bilag 9.3).



Figur 9.1 Typiske sporfindingssteder i åløb med en tæt bestand af odder.



Figur 9.2 Placering af transekter til overvågning af odder langs et åløb.

9.3 Padder

I Danmark findes fjorten arter af padder: tre halepadder (salamandre) og elleve springpadder (frøer og tudser). Overvågning af padder kan opdeles i to hovedgrupper: akvatisk overvågning og terrestrisk overvågning. Ved akvatisk overvågning udnyttes det faktum, at samtlige danske paddearter yngler i vand. Der er altså i en begrænset periode mulighed for at kvantificere hele den voksne ynglebestand og resultatet af deres ynglen: æg, haletudser og nyforvandlede frøer. Ved terrestrisk overvågning er der ikke på samme måde mulighed for at kvantificere en hel ynglebestand på en gang, fordi den ikke kan afgrænses præcist. Til gengæld kan den gruppe padder der er tilknyttet et bestemt område kvantificeres ved på forskellig måde at udlægge prøvefelter, som afsøges for dyr.

Akvatisk overvågning

Kvækkeregistrering

Optælling af kvækkende hanner er en metode der resulterer i et relativt mål for ynglebestandens størrelse, sammenligneligt under lignende vejrtilstande mellem år og mellem lokaliteter. Den er velegnet til arter der kvækker højt, og hvor kvækkende individer kan skelnes fra hinanden (klokkefrø, løvfrø, grønbroget tudse, strandtudse, grøn frø og latterfrø), hvorimod arter der ikke kvækker højt (kvækker under vandet og/eller har ingen kvækkepose) – løgfrø og springfrø – og arter, hvis stemmer er svære at skelne fra hinanden (skrubbtudse, but- og spidssnudet frø) ikke egner sig til optælling. Kvækkeregistrering kan dog for disse arters vedkommende bruges til at registrere om arten er til stede i et vandhul eller ej. Til registrering af arter hvor hannen slet ikke kvækker (stor og lille vandsalamander, bjergsalamander) kan metoden naturligvis ikke bruges.

Det er af afgørende betydning at optællingen sker under optimale forhold, dvs.

- på det rigtige tidspunkt af året (i kvækkesæsonen)
- på det rigtige tidspunkt af døgnet
- under optimale vejrtilstande

I tabel P.1 er for de forskellige arter nævnt hvornår på døgnet og året samt ved hvilken minimumstemperatur de kvækker. Optimale vejrtilstande er stort set ens for alle arter: lunt og stille.

Optælling af kvækkende hanner er behæftet med usikkerheder, som fører til undervurdering af bestandens størrelse:

- selv under optimale forhold kan man ikke regne med at alle tilstedeværende hanner kvækker (f.eks. kvækker hanner i parring ikke)
- jo større kvækkekorset er, jo større er tendensen til undervurdering af antal individer.

Endelig indgår hunnerne slet ikke i optællingen, da de ikke kvækker. Når optællingen alligevel kan bruges som relativt mål for ynglebestandens størrelse, er det fordi kønsratioen betragtes som konstant.

Hver lokalitet (vandhul) bør besøges mindst to gange à ca. 15 minutter under optimale forhold for med sikkerhed at kunne konstatere om en art er til stede eller ej.

Fangst/genfangst

Fangst/genfangst-metoder af padde i den akvatiske fase udnytter det naturligt afgrænsede areal, vandet i vandhullet dækker og kan bruges til estimering både af størrelsen af bestanden af voksne ynglende dyr og af haletudser. Kender man desuden vandhullets størrelse, kan tætheden af dyr beregnes. De fleste metoder (men ikke alle) forudsætter en lukket bestand, hvilket er tilfældet for haletudserne i et givet år, men ikke nødvendigvis for de voksne. Haletudser fanges oftest med net (ketsjer) eller i fælder mens voksne padde fanges med net eller med hånden. Denne metode er meget tidskrævende og

må generelt frarådes, fordi dyrene er svære at fange og fordi en stor del af bestanden skal fanges for at opnå et brugbart estimat af bestandens størrelse.

Mens fangst/genfangst resulterer i et konkret estimat af bestandens størrelse, kan en enkelt begrænset fangstindsats give et relativt mål. Denne metode egner sig især til relative vurderinger af tætheden af bestanden af haletudser, sammenlignelige mellem år og mellem lokaliteter. Metoden standardiseres ved at fangsttiden er ens på alle lokaliteter – f.eks. 15 eller 30 minutter - eller ved at tage det samme antal ketsjertræk i hvert vandhul.

Ægoptælling

Optælling af padders æg er en indirekte kvantificering af den hunlige del af ynglebestanden hos de arter, hvor hver hun lægger et fast antal ægklumper på synlige steder på lokaliteten. Dette gælder but- og spidssnudet frø og springfrø, hvor hunnerne hver lægger én ægklump på lavt vand. Det er ikke muligt med sikkerhed at skelne æg af but- og spidssnudet frø. Æglægningen foregår i en koncentreret periode på ca. 10 dage efter at kvækkesæsonen er begyndt. Ægoptælling kræver mindst to besøg med ca. en uges mellemrum ved hvert vandhul for at få alle ægklumper med. Hvert besøg bør vare ca. ½ time. Æg af de forskellige paddearter er ret lette at kende fra hinanden. Selv om andre paddearters æg ikke kan bruges til at kvantificere bestanden, kan de bruges til at konstatere om arten yngler eller ej.

Indhegning og fældefangst

Metoden består i opsætning af et ca. ½ m højt hegn af kraftig plastic hele vejen rundt om en yngledam og nedgravning af et antal spande langs med hegnet. Når de terrestrisk overvintrende padder om foråret søger ned mod yngledammen, og når de nyforvandlede frøer forlader den i løbet af sommeren, bliver de stoppet af hegnet, vandrer langs med det og falder i spandene, hvorefter de kan tælles. Er der tale om en udelukkende terrestrisk overvintrende art (i Danmark: stor og lille vandsalamander, klokkefrø, løvfrø, skrubtudse, strandtudse, grønbroget tudse, springfrø. But- og spidssnudet frø overvintrer overvejende på land, men *kan* overvinde i vandet), og er der hegn omkring hele lokaliteten, resulterer metoden i en præcis optælling af ynglepoptulationen. Metoden kræver tilsyn med fældeerne to gange om dagen i hele yngleperioden og/eller den periode, hvor de nyforvandlede frøer forlader vandhullet. Den er derfor ekstremt arbejdsintensiv.

Terrestrisk overvågning

Ved alle former for terrestrisk overvågning er det nødvendigt på forhånd at afgrænse det område der skal registreres, da der i det terrestriske miljø ikke er naturlige afgrænsninger for padderne. Desuden bør terrestrisk overvågning kun finde sted af arter, som har en terrestrisk livsfase og som med rimelighed kan findes. Danske arter, som vil være velegnede til terrestrisk overvågning, er: stor og lille vandsalamander, bjergsalamander, skrubtudse, grønbroget tudse, but- og spidssnudet frø, springfrø. For alle disse arters vedkommende efterfølges yngletiden af en lang terrestrisk fase, der varer ind til overvintringen begynder i september-november.

Fangst/genfangst

Ved fangst/genfangst-estimering af bestandens størrelse og tæthed i den terrestriske fase kan forskellige fangstmetoder bruges:

- visuel eftersøgning
- hegn og/eller fælder

Ved visuel eftersøgning afgrænses registreringsområdet, hvorefter det eftersøges systematisk i et på forhånd fastlagt tidsrum, og de padder man ser, mærkes. Senere eftersøges området på samme måde, og mærkede dyr registreres og bruges som basis for et fangst/genfangst bestandsestimat. Metoden kan også bruges som en enkelt eftersøgning; her opnås data om hvilke arter som findes i området plus deres relative forekomst (sammenlignelige mellem lokaliteter og mellem år). Tidsforbrug afhænger helt af ambitionsniveau og områdets karakter; et rimeligt tidsforbrug vil skønsomt ligge omkring 1-2 dage pr. hektar.

Hegn og /eller fælder fungerer i princippet som beskrevet under akvatisk overvågning, blot er hegnene lige og sat op i system, så de fanger flest muligt padder. I modsætning til hegn omkring en ynglelokalitet fanger hegn og fælder i det terrestriske miljø kun en del af bestanden; for at opnå data om bestandstørrelser og -tæthed skal metoden derfor kombineres med en fangst/genfangst-metode. Lige som metoden ovenfor kan denne metode bruges uden mærkning; her opnås i lighed med ovenfor data om artssammensætning plus relativ forekomst.

Transekt-eftersøgning

Eftersøgning af padder i transekter minder meget om visuel eftersøgning (se ovenfor); ved denne metode eftersøges blot et område i fastlagte transekter, der kan være placeret vinkelret på gradienter (f.eks. højde, fugt) eller, hvis området er homogent, tilfældigt placeret. Der ledes meget grundigt og det antages, at alle tilstedeværende padder i transektet findes, hvorfor metoden direkte giver data om artssammensætning, antal individer og tæthed. Et klassisk transekt er på 100 m, og gennemgang af dette bør tage ca. 30-60 minutter.

Kvadrat-eftersøgning

Eftersøgning i kvadrater bygger på samme antagelser som eftersøgning i transekter, blot er eftersøgningsfelterne tilfældigt placerede kvadrater inden for det fastlagte område. Metoden anbefales i homogene områder og resulterer lige som transekt-eftersøgning i data om artssammensætning, antal individer og tæthed. Man inddeler undersøgelsesområdet i 1 ha-store felter, som underinddeles i små kvadrater (1x1m til brug for små og/eller hyppigt forekommende arter) eller store kvadrater (8x8 m til brug for spredt forekommende og/eller store arter). Ti kvadrater udvælges tilfældigt inden for hvert felt og undersøges grundigt for forekomst og antal af padder. Gennemsnittet af forekomsterne i de ti kvadrater vil repræsentere tætheden inden for det hektar-store felt. Denne undersøgelsesmetode kræver forberedelse (udlægning af kvadrater), men er velegnet til at undersøge store områder. Gennemgang af ti små kvadrater vil tage ca. 1½-2 timer, af ti store 3-4 timer.

Eftersøgning under kunstige træskjul

Udlægning af kunstige træskjul i et område udnytter padders behov for fugtige omgivelser og kan forventes at give bedst resultat i tørre perioder om sommeren. Der udlægges standardiserede skjul af kendt størrelse i et på forhånd fastlagt område, og ved regelmæssig røgtning opnås data om artssammensætning i området samt et indeks over bestandsstørrelser. Metoden er ny, og derfor er det svært at give præcise anbefalinger om placering og røgtning af skjul. Skjulene kan lægges ud i kvadrater (f.eks. 10x10 skjul med 2-3 m imellem) eller i transekter (f.eks. 10 på 100 m). Skjulene skal røgtes flere gange på en sæson, f.eks. en gang om ugen. Røgtning af 10x10 skjul vil tage ca. 1-2 dage.

Tabel 9.1 Oversigt over kvækkesæson i Danmark for de arter af padder, der kvækker højt og egner sig til individ-optælling (de seks første) og de paddearter, der kvækker lavere og/eller er svære at skelne fra hinanden og som derfor ikke egner sig til egentlig optælling, men til at registrere om arten er til stede på en given lokalitet. Arter der ikke kvækker (de tre salamanderarter) er ikke medtaget. Bemærk at den angivne minimumtemperatur for kvækkeaktivitet er en cirka-temperatur og den temperatur, hvor de første individer begynder at kvække. Der vil altså ikke være kvækkekor ved denne temperatur.

Art	Min.temp for kvækkeaktivitet	Kvækkesæson	Tidspunkt
Egnet til optælling			
klokkefrø	15°C i vandoverfladen	apr./maj-juni	eftermiddag
løvfrø	lufttemp. 8°C vandtemp. 14°C	maj-juni	nat
grønbroget tudse	vandtemp. 9°C	apr.-maj	eftermiddag-nat
strandtudse	lufttemp. 5°C vandtemp. 9°C	maj	nat
grøn frø	vandtemp. 6°C (10 cm under overfladen)	maj-juni	eftermiddag og nat
latterfrø	omtrent som grøn frø	maj-juni	nat
Uegnet til optælling			
løgfrø	vandtemp. 10°C (10-30 cm under overfladen)	april-maj	nat
skrubtudse	vandtemp. 8°C	april	dag
butsnudet frø	lufttemp. 10°C omkring middag	april	dag (nat)
spidssnudet frø	omtrent som butsnudet frø	april	dag (nat)
springfrø	vandtemp. 1°C -2°C	feb-marts	-

10 Dataudveksling og rapportering

Dataudvekslingen vil følge allerede gældende udvekslingsformater - her kan til eksempel nævnes STANDAT - for de fleste parametre. For emner, hvor der ikke eksisterer formater vil DMU give nærmere anvisning. Disse vil blive lagt ind som bilag i denne anvisning.

11 Basisovervågning

Formål og overordnet metode

Basisovervågningen har til formål at overvåge retableringen af VMP2-vådområder og indsamle data om projektområde samt opland. I basisovervågningen overvåges ændringer i de miljømæssige forhold - specifikt omsætningen af nitratkvælstof via denitrifikation - samt de naturmæssige forhold - her primært vurderet vha. vegetationsovervågning og fugleregistreringer.

Der indgår en række parametre i basisovervågningen (tabel 11.1). Nogle parametre skal overvåges både før og efter retableringen andre skal kun overvåges efter retableringen.

Såfremt der i forbindelse med retablering af søer kun etableres et mindre vådområde, skal basisovervågningen ikke indeholde overvågning af hydrologi og næringssalte (11.3). Tilsvarende gælder, at vegetationen (11.4) kun skal overvåges, såfremt der også efter retableringen eksisterer terrestriske arealer af en vis udstrækning.

Tabel 11.1 viser hvilke parametre, der indgår i basisovervågningen. Det fremgår af tabellen hvilke parametre, der skal overvåges både før og efter retableringen og hvilke der kun skal måles efter retableringen.

Parameter	Frekvens
Topografi og arealanvendelse (11.1)	Før retablering
Jordbund (11.2)	Efter retablering
Hydrologi og næringssalte (11.3)	Efter retablering
Vegetationsanalyse (11.4)	Før retablering
Fugle (11.5)	Før og efter retablering
Lavvandede søer (11.6)	Efter retablering

11.1 Topografi og arealanvendelse i projektområde og afstrømningsopland

I alle projektområder laves en arealbeskrivelse. Projektområdet deles ind i naturligt afgrænsede parceller der nummereres fortløbende. Parcelstørrelsen angives. Der foretages en arealbeskrivelse i hvert enkelt parcel. Det angives endvidere, om parcellen er registreret som § 3-område.

Arealbeskrivelsen foretages inden retableringen. Arealbeskrivelsen skal kunne danne baggrund for en senere overvågning. Det er der taget højde for i metodevalget. Til arealbeskrivelsen benyttes digitaliseret kort fra forundersøgelsen. Arealbeskrivelsen skal anvende de beskrevne temaer i Areal Informations Systemet - AIS (bilag 11.2; *Nielsen et al., 2000*).

Inden for korttemaerne : 4110, 4112, 4120, 5123 (forskellige ferske vådområder) samt korttemaerne: 3100, 3110, 3120, 3130 (forskellige

skovtyper) suppleres arealbeskrivelsen med en karakteristik af plantesamfundene. Dette gøres ud fra bilag 11.1.

Plantesamfundene skal inddeles i følgende arealtyper inden for korttemaerne 4110, 4112, 4120 og 5120:

- Kultureng
- Kalkkær
- Meso-eutrof kær
- Oligotrof kær

Plantesamfundene skal inddeles i følgende arealtyper inden for korttemaerne 3100, 3110, 3120, 3130:

- Askesump
- Ellesump
- Pilesump
- Mose-bunke birkeskov
- Blandet skov
- Nåleskov

Til hjælp til identifikation af arealtyper kan flyfotos mv. anvendes. De fundne arealtyper indtegnes på det digitaliserede kort fra forundersøgelsen. Efterfølgende vegetationsanalyser tager udgangspunkt i arealtyperne (se afsnit 7.3 og 7.3.1).

Såfremt der eksisterer oplysninger om projektarealets topografi, rapporteres disse.

Der gives oplysninger om driftspåvirkning i hver enkelt parcel i form af:

- Dræningsgrad
- Rørskær
- Græsning (dyreenheder pr. ha, dyreart, antal dage samt antal timer pr. dag)
- Slet (udbytte, tidspunkt, slåhøjde)
- Udsåning af kulturgræsser (seneste udsåning samt mængde, oplysninger om frøblanding samt hyppighed)
- Evt. gødskning (seneste gødskning – total handelsgødning + total husdyrgødning, kg N pr. ha samt hyppighed) samt oplysninger om evt. naturpleje, kratrydning, plantning og rekreativ udnyttelse.

På parceller i omdrift gives endvidere oplysninger om:

- Jordbehandling (seneste behandling, dybde samt hyppighed)

Oplysningerne indhentes vha. interviews med lodsejere.

Der suppleres med oplysninger vedrørende projektområdets opland. De skal indeholde oplysninger om:

- Oplandsstørrelse og afgrænsning indtegnet på digitaliseret kort i 1:10.000
- Grundvandspotentialer i opland (gerne som ækvipotentiallinier indtegnet på kort) og i projektområdet.

11.2 Jordbund

På retablerede arealer karakteriseres 2-4 jordbundsprofiler fra jordoverfladen og som hovedregel 0,5 m under en eventuel tørvepakke, minimum ca. 2 m under bundkvoten af vandløbet. Jordbundsprofilerne skal understøtte placering af piezometerrederne og placeres derfor mest hensigtsmæssigt ved ådalsskrænten, ved vandløbet samt 1 til flere midt i vådområder eller langs ådalsskrænt/vandløb afhængig af vådområdets heterogenitet.

Jordbundsbeskrivelsen skal indeholde oplysninger om jordart, tekstur og humusindhold. Se kapitel 4.2 – 4.4 for yderligere information.

Ved jordbundskarakteriseringen beskrives jordlagenes placering i forhold til hinanden, deres tykkelse, farve (Munsell farvekort), grundtekstur for minerogene jordlag (visuelt skøn kombineret med gnidning af prøven i håndfladen), og for organiske jordlag, tørvens fiberindhold og omsætningsgrad. Andre karakteristika noteres, hvis de giver jorden et særlig præg (f.eks. konkretioner og noder, cementering, indslag i jordlaget (f.eks. sand i tørv, sten i sandlaget, m.v.) og lugt (f.eks. lugt af svovlbrinte).

11.2.1 Jordart

I vådområder vil man typisk skulle skelne mellem følgende jordarter:

Gytje (kalkgytje – anden gytje)
Tørv (indeholder mindst 12 – 18 % kulstof)
Ferskvandsaflejring
Smeltevandsaflejring
Morænesand
Moræneler

For tørv angives omsætningsgraden ud fra fiberindholdet. Fibre skal være større end 0,15 mm.

Fibrigt: $>\frac{2}{3}$ fibre
Hemigt: $\frac{1}{3}$ - $\frac{2}{3}$ fibre
Saprigt: $<\frac{1}{3}$ fibre

11.2.2 Humusindhold

Tabel 11.2 Jordlagenes humusindhold skal angives efter følgende skala:

Betegnelse	% Organisk kulstof	Kommentar
Humusfattig	<1	Findes normalt i ikke humusfarvede horisonter
Humusholdig	1-3	Findes ofte i meget lyse sandede top-horisonter
Humusrig	3-7	Findes ofte i øverste jordhorisont i mineraljorde
Meget humusrig	7-20	Findes ofte i den øverste jordhorisont i våde jorde – og i tørv og gytje
Ekstrem humusrig	>20	tørv og gytje

11.2.3 Tekstur

Tabel 11.3 For mineraljord skal jordens (jordlagets) tekstur angives efter følgende skema:

	Teksturklasse	Dominerende kornstørrelse
Stenede og grusede jordarter:	Sten	>20 mm
	Groft grus	6 - 20 mm
	Fint grus	2 - 6 mm
Sandede jordarter:	Grovsand	0,5 - 2,0 mm
	Mellemsand	0,125 - 0,500 mm
	Finsand	0,063 - 0,125 mm
Siltede jordarter:	Silt	0,002 - 0,063 mm

Teksturklassen *ler* benyttes og tilføjes til ovenstående, såfremt 15–100 % af prøven indeholder lerpartikler med kornstørrelse <2 µm.

For mineraljorde angives endvidere sorteringsgraden (ensartetheden af jordpartiklerne/kornene):

1. velsorteret
2. sorteret
3. ringe sorteret
4. usorteret

11.3 Hydrologi og næringsalte

Afhængig af vådområdetype følges en af nedenstående tre skematiske overvågninger: grundvandsgennemstrømning, overrisling eller oversvømmelse.

11.3.1 Grundvandsgennemstrømning

Som minimum etableres 3 piezometerreder i et transekt, der følger vandets strømningsretning fra ådalsskrænt til vandløb. Piezometerrederne etableres med en rede ved ådalsskrænten, en rede midt på arealet og en rede ved vandløbet. Hver piezometerrede består af 2-5 piezometerør med et 10 cm filter, beskrivelse af etablering af piezometerreder findes i kap. 4.5. Toppen af piezometerørerne kotesættes – enten arbitrært eller i forhold til DNN. Nummereringen af piezometerrederne angives fra ådalsskrænten mod vandløbet. Hvorvidt der skal etableres flere transekter med piezometerreder afhænger af vådområdets størrelse, og der må i hvert enkelt tilfælde foretages en konkret vurdering af antallet af transekter, der skal anlægges.

Grundvandspotentialet i piezometerrederne samt det frie grundvandsspejl (i.e. fuldt opslidset piezometerør) måles ved rederne minimum 4 gange i løbet af et år. Vandstanden i piezometerørerne måles fra toppen af rørene til nærmeste hele millimeter (dvs. meter med 3 decimaler). Den målte vandstand omsættes til hydraulisk potentiale, som angives i meter-vandsøjle med 3 decimaler (hydraulisk potentiale = koten for toppen af piezometerørret minus den målte afstand fra toppen af røret og til vandspejlet i piezometerørret).

Først efter måling af vandstanden kan piezometerørret tømmes for vand, såfremt der skal udtages vandprøver til kemisk analyse (se afsnit 11.3.4).

Piezometerrøret rengøres indvendigt med mellemrum vha. nylonbørste.

11.3.2 Overrisling

Som minimum etableres 1 piezometerrede, hvor vandet afstrømmer til vandløbet. Hver piezometerrede består af 2-3 piezometerrør med et 10 cm langt filter. Beskrivelse vedrørende etablering af piezometerreder findes i kap. 4.5. Toppen af piezometerrørene kotesættes - enten arbitrært eller i forhold til DNN. Vandstanden i piezometerrørene måles fra toppen af rørene til nærmeste hele millimeter (dvs. meter med 3 decimaler). Den målte vandstand omsættes til hydraulisk potentiale, som angives i meter-vandsøjle med 3 decimaler (hydraulisk potentiale = koten for toppen af piezometerrøret minus den målte afstand fra toppen af røret og til vandspejlet i piezometerrøret).

I tilløbet måles vandføringen som minimum 4 gange årligt - gerne oftere - f.eks. vha. trekantsoverfald, flowmåler eller vingemåling. Hvis der foregår overfladisk afstrømning til vandløbet via et veldefineret afløb, måles dette ligeledes f.eks. vha. trekantsoverfald, flowmåler eller vingemåling.

Prøvetagning: Indløb, udløb og piezometerrør

11.3.3 Oversvømmelse

Der etableres 2 vandløbsstationer, en opstrøms og en nedstrøms det oversvømmede vådområde. Vandstandsmålinger og vandføringsmålinger foretages i forbindelse med oversvømmelsessituationer, minimum 4 gange pr. år.

Vandstandsmåling på det oversvømmede areal foretages jævnligt i oversvømmelsesperioden gerne med automatisk udstyr (logning), med kotesat meterstok, eller med opslidset kotesat piezometerrør eller lignende. I sidstnævnte tilfælde måles vandstanden fra toppen af røret og ned til vandspejlet. Koten på jordoverfladen, og koten på toppen af piezometerrøret indmåles.

Som minimum etableres 2 piezometerreder midt på det oversvømmede areal. Piezometerrederne placeres med en vis indbyrdes afstand og følgende vandets strømningsretning. Hver piezometerrede skal bestå af 1-2 piezometerrør med et 5-10 cm langt filter, hvor det øverste filter sættes i så tæt på jordoverfladen som muligt (dvs. 1 centimeter under jordoverfladen), mens det evt. efterfølgende rør placeres lige under det første. Beskrivelse vedrørende etablering af piezometerreder findes i kapitel 4.5.

Toppen af piezometerrørene kotesættes - enten arbitrært eller i forhold til DNN. Nummerering foretages i henhold til vandets strømningsretning.

Ved oversvømmelse skal topografisk opmåling af projektområdet indsendes sammen med de øvrige data, således at vandvolumen og belastning kan beregnes.

Tabel 11.4 Tabellen angiver prøvetagning samt frekvens og metode for forskellige kemiske stoffer.

Parameter	Prøvetagning			Frekvens pr år			Metode	Alternativ
	Basis	Ekstensiv	Intensiv	Basis	Ekstensiv	Intensiv	DS nr.	DS nr.
Nitrat, NO ₃ ⁻ -N	X	X	X	4	6 (4-8)	12	223	13395
Ammonium, NH ₄ ⁺ -N		X	X		6 (4-8)	12	224	11732
Total-N	X	X	X	4	6 (4-8)	12	221	
Fosfat, PO ₄ ³⁻ -P		X	X		6 (4-8)	12	1189	
Total-P	(X)*	X	X	(4)	6 (4-8)	12	292	
Jern, total-Fe	(X)*	(X)**	(X)**	(4)	6 (4-8)	12	219	
Sulfat, SO ₄ ²⁻		(X)***	(X)***		6/skøn	12/skøn	286	10304-1
Klorid, Cl		(X)***	(X)***		6/skøn	12/skøn	239	10304-1
Ledningsevne		(X)***	(X)***		6/skøn	12/skøn	27888	
pH		(X)***	(X)***		6/skøn	12/skøn	287	
Ar/N ₂ ♂		(X)***	(X)***		6/skøn	12/skøn		

* : Analyseres hvis der er risiko for udvaskning af fosfor og/eller jern.

** : Analyseres hvis der er risiko for udvaskning af jern.

*** : Om analysen skal medtages, vurderes fra projekt til projekt.

♂ : Metode til måling af denitrifikation i grundvand. Under aftestning hos DMU.

Prøvetagning: Vandløbsstation opstrøms, vandløbsstation nedstrøms, ved veldefineret udløb (hvis det forefindes), fra piezometerreder, overfladevand ved piezometerrederne.

11.3.4 Næringssalte - prøvetagning og analyser

Piezometerrøret tømmes for vand dagen inden prøven udtages.

Prøverne opbevares køligt (5 °C) inden analyse, men prøver må ikke fryses. Såfremt prøverne skal filtreres, anvendes GF/C filter (1-2 µ porestørrelse).

Analyseprogrammet er angivet i tabel 11.4, hvor antallet af parametre og prøvetagningsfrekvensen afhænger af hvilket overvågningsprogram, der følges (basis, ekstensiv eller intensiv). Som minimum følges basisprogrammet.

Generelt anbefales det at anvende Dansk Standard (DS). I mange tilfælde, f.eks. nitrat, ammonium og fosfor kan det være fordelagtigt at anvende automatiserede modifikationer af den manuelle standardmetode (f.eks. DS 13395, DS 11732; nitrat og ammonium målt med flow injection). For f.eks. sulfat og klorid gælder, at bestemmelse ved hjælp af væskechromatografi (IC) i stedet for de ældre metoder DS 286 og DS 239 i mange tilfælde vil være en mere optimal løsning.

Nitrat, ammonium, fosfat, sulfat og klorid måles altid på filtrerede prøver. For total-N, total-P og total-Fe gælder, at grundvandsprøver og jordvandsprøver (dvs. prøver fra piezometerrør) **altid** skal filtreres (tabel 11.5)

Tabel 11.5 Tabellen angiver om der skal analyseres på en ufiltreret eller filtreret prøve.

	Total-N / Total-P / Total-Fe	
	Ufiltreret	Filtreret
<u>Grundvand</u>		X
<u>Overrisling:</u>		
Indløb	X	
Udløb	X	
<u>Oversvømmelse</u>	X	

11.4 Vegetationsanalyse

Vegetationsanalyserne tager udgangspunkt i arealbeskrivelsen (11.1). Der foretages vegetationsanalyser på arealtyperne: overdrev (korttema 3210), hede (korttema 3220), fersk vådområde (korttema 4110, 4112, 4120, 5123; omfatter kultureng, kalkkær, meso-eutrof kær og oligotrof kær) samt skov (korttema 3100, 3110, 3120, 3130; omfatter askesump, ellesump, pilesump, mose-bunke birkeskov, blandet skov, nåleskov).

Vegetationsanalyse skal kunne danne baggrund for en efterfølgende overvågning. Det er der taget højde for i metodevalget. Derfor er det hensigtsmæssigt, at eventuelle opfølgninger benytter den her beskrevne metode.

11.4.1 Permanente prøvefelter

Inden for følgende arealtyper: overdrev, hede, kultureng, meso-eutrof kær, oligotrof kær, kalkkær askesump, ellesump, pilesump, mose-bunke birkeskov, anden løvskov og nåleskov placeres 3-6 permanente prøvefelter. Såfremt der eksisterer flere parceller med samme arealtype placeres stadig kun 3-6 prøvefelter, men således at variationen i vegetationen og de forventede ændringer i det hydrologiske regime dækkes bedst muligt. Det forventede hydrologiske regime efter retableringen vurderes ud fra områdets placering i forhold til vandløbet, ådalsskrænten, områdets topografi m.m. Prøvefelterne kan f.eks. lægges i et transekt fra vandløbet og op i ådalen.

Der skal som minimum være 16 m mellem prøvefelternes centrum. Det eksakte antal prøvefelter afhænger af arealtypen som anført i tabel 11.6.

Frekvensanalyser

Det enkelte permanente prøvefelt udgøres af en cirkel på 49 m². Prøvefeltets placering beskrives vha. UTM-koordinater (GPS). Det permanente prøvefelt indtegnes på det digitaliserede kort fra forundersøgelsen, hvor arealtyperne er indtegnet.

Der udlægges 4 tilfældigt placerede 1x1 m kvadrater inden for hver prøvefelt. Kvadratet er underinddelt i 16 felter (*Økland, 1990*). Arternes tilstedeværelse inden for hvert af de 16 felter noteres. Herefter kan arternes frekvenser i hvert kvadrat beregnes. Efterfølgende markeres 2 af de 4 kvadrathjørner med en metalpind (i jorden så de ikke stikker op), så den eksakte position kan genfindes. Dækningsgraden

af arter i det store prøvefelt noteres vha. van der Maarels skala (se nedenfor; *van der Maarel 1979*).

Tablet 11. 6 Tabellen angiver antallet af prøvefelter der skal analyseres indenfor hver arealtype.

Arealtype	Antal prøvefelter á 49 m ²
Overdrev	3
Hede	3
Fersk vådområde	
• Kultureng	3
• Meso-eutrof kær	6
• Oligotrof kær	3
• Kalkkær	3
Skov	
• Askesump	3
• Ellesump	3
• Pilesump	3
• Birkeskov	3
• Anden løvskov	3
• Nåleskov	3

Dækningsgradsanalyser

I meget høj busk- og urtevegetation med dominans af enkelte store arter er det nødvendigt at supplere frekvensanalyserne med en dækningsgradsanalyse i de 1x1 m kvadrater (*Økland, 1990*). Plantearternes hyppighed registreres ved brug af van der Maarels-skala.

van der Maarels skala :

- 1 = 1 individ som dækker mindre end 5 %
- 2 = 2 til 5 individer som dækker mindre end 5 %
- 3 = 6-20 individer som dækker mindre end 5 %
- 4 = >20 individer som dækker mindre end 5 %
- 5 = arten dækker fra 5 til 12,5 %
- 6 = arten dækker fra 12,5 til 25 %
- 7 = arten dækker fra 25 til 50 %
- 8 = arten dækker fra 50 til 75 %
- 9 = arten dækker mere end 75 %

Som adskilte individer regnes skud eller skudansamlinger (f.eks. tu-er), hvis rodfæste er fysisk adskilt fra andre skud.

Bestandsstørrelser

For alle A- og B-arter fra Atlas Flora Danica taxonliste (*Hartvig et al., 1992*) skal bestandsstørrelserne opgøres. Hvis der er tale om få individer (1-25) angives det nøjagtige antal, mens et større antal individer opgives efter en grov skala: 25-100, 100-500, 500-1000 og >1000. For nogle arter er det ikke muligt at operere med individer. Her angives antallet af kolonier/bestande samt den omtrentlige arealdækning (i m²).

Registrering af trælaget

I skove foretages en række supplerende analyser af trælaget. Indenfor det permanente prøvefelt (på 49 m²) registreres alle træer og bu-

ske med en diameter på mere end 3 cm i brysthøjde (DBH) med hensyn til:

- Art
- DBH (diameter i brysthøjde)
- Højde (i flg. højdeklasser: <25 cm; 25-50 cm; 50-100 cm; 100-200 cm; 200-400 cm; 400-800 cm; 800-1600 cm; >1600 cm).

For flerstammede træer (tveger) noteres DBH og højde for alle stammer. For træer og buske med diameter på mindre end 3 cm i brysthøjde angives et ca. antal samt et højdeinterval (f.eks. pil: 15 stk., 0,5-2,5 m).

Artsbestemmelse og navngivning

Artsbestemmelse af karplanter foretages ved hjælp af Dansk Feltflora (*Hansen, 1981*), De Danske Halvgræsser (*Schou, 1993*) og Nøgle til Bestemmelse af danske Græsser i blomsterløs Tilstand (*Grøntved og Sørensen, 1941*). Navngivningen følger Dansk Feltflora (*Hansen, 1981*).

11.4.2 Fotodokumentation

Som dokumentation for vegetationsanalyserne og for at give et supplerende sammenligningsgrundlag for fremtidige analyser, foretages en fotografisk registrering af vegetationen samtidig med vegetationsanalyserne. Som minimum tages et oversigtsbillede af den ensartede vegetationsflade og et nærbillede af det 49 m² store prøvefelt. Der anvendes landmålerstokke eller lign. til markering af stikprøvepunktet, så den omtrentlige vegetationshøjde kan ses på billederne. Billederne tages i farver så vidt muligt med samme kamera, linse og film hver gang. Hvis der benyttes digitalt kamera, benyttes samme opløsning samt filformat.

11.4.3 Jordbundsbeskrivelse

På alle projektområder foretages der i forbindelse med vegetationsanalyserne en beskrivelse af jordbundsprofilet, vha. jordspyd i alle permanente vegetationsprøvefelter. Disse prøver er supplement til de jordbundsbeskrivelser, der foretages ved piezometerrederne. Jordbundsbeskrivelsen foretages i centrum af det 49 m² store permanente prøvefelt. Her registreres:

- Førnelagets tykkelse (dvs. den uomsatte øvre del af jordbundsprofilet)
- Tørveholdige jordlags tykkelse
- Jordtype (ifølge den danske jordklassificering; *Madsen et al., 1992*).
- pH (H₂O) - metode findes beskrevet i *Sørensen og Bülow-Olsen, (1994)*.

11.4.4 Jordbundskemi

Der udtages endvidere jordprøver umiddelbart uden for alle 1x1 m store undersøgelseskvadrater. Jordprøven indsamles ved at lave 5 stikprøver med et jordspyd langs kvadratets kant. For hver stikprøve skræbes det øvre uomsatte lag (førnen) væk, og en prøve af de øverste 20 cm af jordlaget udtages og blandes med de øvrige stikprøver. Heraf gemmes ca. ½ l jord. Jorden tørres ved 50-60 grader i 1-2 døgn.

Jordprøver gemmes. Viser der sig senere et ønske om at kende jordbundens kemi, kan analyser iværksættes.

11.5 Fugle

I hvert projektområde overvåges forekomsten af ynglefugle før og efter retableringen. Efterregistreringen foretages inden for de første 2 år.

11.5.1 Kortlægning af yngleterritorier

Den bedst egnede metode til registrering af ynglefugle i våde enge er kortlægning af territorier. De fleste arter er registrerbare pga. territorialadfærd, sang, sangflugt eller - i tilfælde af forstyrrelse fra f.eks. rovfugle - varsling. Visse arter vadefugle (rødben, almindelig ryle) er imidlertid meget diskrete og kan bedst kortlægges i begyndelsen af juni, hvor ungeførende fugle varslor, og antallet af par af svømmeænder registreres bedst i maj ud fra antallet af enlige eller smågrupper af andrikker.

Kortlægningen af territorier foregår ved, at observatøren besøger projektområdet to gange i morgentimerne af hensyn til de dagaktive arter. Hvis der er ressourcer til det, kan der suppleres med et besøg sent aften af hensyn til de nataktive arter (rørdrum, vandrikse, dobbeltbekkasin). De to gennemgange om morgenen foretages i henholdsvis begyndelsen af maj og i begyndelsen af juni. Registreringen om aftenen finder sted i begyndelsen af juni. Besøg bør lægges på dage med stille vejr uden nedbør; de bedste aftenregistreringer opnås på aftener med lunt vejr.

Registreringerne foregår så vidt muligt fra gode udsigtpunkter, hvorfra man kan overskue vand- og engarealerne. Ved at sidde lidt på afstand undgår man forstyrrelse af ynglefuglene, og ved hjælp af en håndkikkert evt. suppleret med et teleskop kan man opnå en rimelig dækning. I områder, der er svært overskuelige eller store, gennemgås området for at opnå en bedre dækning. Observatøren skal undgå at blive fulgt af flokke af kreaturer (kan medføre nedtrampning af reder). Det bedste tidspunkt for en engennemgang er tidlig morgen.

Aften/natregistreringer foregår fra en række på forhånd fastlagte punkter, hvorfra observatøren lytter efter sang/kald fra nataktive arter. Observationspunkterne indtegnes på et kort, og de samme punkter benyttes fra år til år.

Kolonirugende fugle (hættemåger og eventuelt terner) registreres ved på afstand at bedømme antallet af reder kombineret med en vurdering af antallet af par i kolonien.

Ved registreringerne skelnes mellem sikre og mulige ynglefund. Sikre fund er, hvis man har observeret afledningsadfærd hos voksne fugle, voksne fugle ved eller på rede eller dununger. Mulige fund er observationer af territoriehævdende fugle, parringsadfærd, redebygning eller enlige andrikker.

De artsspecifikke registreringstidspunkter, metoder, problemer og kriterier for at fastslå ynglefund er beskrevet af Møller (1983) og Falk (1990).

Tidsforbruget pr. besøg er ca. 1 time pr. km², afhængigt af tætheden af fugle.

Ved hvert besøg indtegnes territoriale fugles position på digitaliseret kort fra forundersøgelsen, og det anføres med en signatur, om der var tale om et sikkert eller muligt ynglefund. I en notesbog eller anden protokol anføres besøgstidspunkt, tidsforbrug, vejrforhold og eventuelle forstyrrelser, der påvirkede registreringen.

11.6 Lavvandede søer

Lavvandede søer, der opstår i forbindelse med retableringen overvåges efter aftale med Danmarks Miljøundersøgelser. Overvågningen foretages med henblik på at få et estimat for den samlede eller gennemsnitlige kvælstoffjernelse i søerne. Overvågningen omfatter 12 besøg pr. år efter retableringen. Der skal måles totalkvælstof på henholdsvis tilløb og afløb (tabel 11.7). Vandføring måles i afløb. Vandstand måles i søen eller eventuelt i afløbet, hvis det kan anses for at være sammenfaldende med vandstanden i søen. Endvidere måles sigtddybden.

Der anvendes de samme metoder og detektionsgrænser, som anvendes i forbindelse med NOVA-programmet (*Miljøstyrelsen, 2000*). De aktuelle metoder og detektionsgrænser er angivet i tabel 11.7.

Herudover skønnes ved hvert besøg undervandsplanternes arealdækning i søen i procent af søens samlede vanddækkede areal (arealdækningsgraden vurderes til nærmeste 10 %).

Tabel 11.7 Tabellen giver en oversigt over parametre, der skal måles ved basis-overvågningen af søer. Herudover er angivet frekvensen, metoden og detektionsgrænsen for de enkelte parametre. Endelig er den foretrukne enhed ved dataoverførsel angivet.

Parameter	Frekvens	Metode	Detektionsgrænse	Enhed
Dækningsgrad, planter	12 pr. år	Miljøstyrelsen 1999, Miljøprojekt 446	-	%
Totalkvælstof i tilløb	12 pr. år	DS221	0,06 mg N l ⁻¹	mg N l ⁻¹
Totalkvælstof i afløb	12 pr. år	DS221	0,06 mg N l ⁻¹	mg N l ⁻¹
Sigtedybde	12 pr. år	Miljøstyrelsen 1999, Miljøprojekt 446	-	m
Vandføring i afløb	12 pr. år	"Vingemåling"	-	liter sekund ⁻¹
Vandstand	12 pr. år	-	0,01 m	m (lokal eller i f.t. DNN*)

*) DNN: Dansk normal nul.

Referencer

Følgende referencer indeholder diskussion af de nævnte metoder samt i mange tilfælde mere udførlige anvisninger end givet her:

Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.-A.C. & Foster, M.S. (eds.) (1994): Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 364 sider.

Wederkinch, E. (1988): Vejledning i metoder til overvågning af Padder og Krybdyr. Skov- og Naturstyrelsen. 81 sider.

Følgende reference indeholder oplysninger om padders generelle biologi, aktive sæson, kvækkesæson m.m.:

Fog, K., Schmedes, A. & Rosenørn de Lasson, D. (1997): Nordens padder og krybdyr. Gad, København. 365 sider.

Referencer - vådområder

Hydraulisk ledningsevne, nedbør, fordampning

Allerup, P., Madsen, H. & Vejen, F. (1998): Standardværdier (1961-90) af nedbørskorrektioner. DMI rapport No. 98-10.

Amoozegar, A. and Warrick, A.W. (1986): Hydraulic conductivity of saturated soils: field methods. In: (Ed.) Arnold Klute: Methods of soil analysis, Part 1, Second Edition, pp. 735-770. American Society of Agronomy, Inc., Soil Science Society of America Inc., Publisher, Madison, Wisconsin USA

Bouwer, H. and Rice, R.C. (1976): A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. Water Resources Research, Vol. 12, No 3, 423-428.

Bouwer, H. and Jackson, R.D. (1974): Determining soil properties. In: (ed.) J. Van Schilfgaarde: Drainage for agriculture. Agronomy 17, pp. 611-672. American Society of Agronomy, Inc., Publisher, Madison, Wisconsin USA.

Butler, J. J. Jr. (1998): The design, performance and analysis of slug test. Lewis Publishers.

Clark, D.R., Olesen, J.E., Mikkelsen, H.E., Clausen, S.U. and Waagepetersen, J. (1992): Historical trends in precipitation, evapotranspiration and runoff from nine Danish catchments. Beretning nr. S 2177 - 1992, Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsvforsøg.

Luthin, J.N. and Kirkham, D. (1949): A piezometer method for measuring permeability of soil in situ below a water table. *Soil Science* 68, 348-358.

Todd, K.D. (1980): Groundwater hydrology, Second Edition. John Wiley & Sons.

Vejen, F., Madsen, H. & Allerup, P. (2001): Korrektion for fejlkilder på mpling af nedbør. Korrektionsprocenter ved udvalgte stationer i 2000. DMI rapport No. 01-09.

Vejen, F., Allerup, P. & Madsen, H. (1999): Korrektion for fejlkilder af daglige nedbørsmålinger i Danmark. DMI rapport No. 99-7.

Youngs, E.G. (1968): Shape factors for Kirkham's piezometer method for determining the hydraulic conductivity of soil *in situ* for soils overlying an impermeable floor or infinitely permeable stratum. *Soil Science*, Vol. 106, No 3, 235-240.

Jordprofilbeskrivelse

Greve, M.H. & Sørensen, P. (1992): Vejledning i jordprofilbeskrivelse. Geokompndium nr. 30, Geologisk Institut, Aarhus Universitet

Greve, M.H. & Sørensen, P. (1992): Vejledning i borebeskrivelse. Geokompndium nr. 31, Geologisk Institut, Aarhus Universitet.

Larsen, G., Frederiksen, J., Villumsen, A., Fredericia, J., Gravesen, P., Foged, N., Knudsen, B. og Baumann, J. (1988): Vejledning i ingeniørgeologisk prøvebeskrivelse. Dansk Geoteknisk Forening.

McRae, S.G. (1988): Practical pedology. Studying soils in the field. Ellis Horwood limited. John Wiley and Sons.

Soil Survey Staff (1975): Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Agricultural Handbook no. 436, USDA, Washington D.C.

Næringsstoffer

Ambus, P. & Hoffmann, C.C. (1990): Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. C13, 65 pp.

Hoffmann, C.C., Dahl, M., Kamp-Nielsen, L. & Stryhn, H. (1993): Vand- og stofbalance i en natureng. Miljøprojekt nr. 231, 150 pp, Miljøstyrelsen.

Hoffmann, C.C. (1998): Nitrate removal in a regularly flooded riparian meadow. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26, 1352-1358.

Hoffmann, C.C. (1998): Nutrient retention in wet meadows and fens. Ph.D. thesis. University of Copenhagen and National Environmental Research Institute.

Argon/N₂

Blicher-Mathiesen, G., McCarty, G.W., & Nielsen, L.P. (1998): Denitrification and degassing in groundwater estimated from dissolved dinitrogen and argon. *J. Hydrol* 208, 16-24.

Hill, A. R. (1996): Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.* 21, 659-665.

Smith, R.L. Howes, B.L. & Duff, J.H. (1991): Denitrification in nitrate-contaminated groundwater: Occurrence in steep vertical geochemical gradients. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55, 1815-1825.

Håndbøger

Aslyng, H.C. (1976): Klima, jord og planter, 5.udgave. DSR Forlag, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Dahl, N.J. (1969): Grundvandsbevægelse - en elementær fremstilling. Teknisk Forlag, København.

Otnes, J. og Ræstad, E. (197): Hydrologi i praksis, Annen Utgave. Ingeniørforlaget, Oslo.

Rebsdorf, Aa., Friberg, N., Hoffmann, C.C. og Kronvang, B. (1994): Ånære arealers samspil med vandløb - En sammenstilling af eksisterende viden. Miljøprojekt nr. 275, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Referencer - vandløb

Jensen, J. L. og Frost, K. (1992): Hydrometrisk Feltarbejde, Publikation nr. 10 fra Fagdatacenter for Hydrometriske Data, Hedeselskabet.

Kronvang, B. & Bruhn, A. (1990): Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Teknisk anvisning. - Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1990, 22 s.

Kronvang, B. & Rebsdorf, Aa. (1988): Overvågningsprogram. Vandkvalitet i vandløb. Prøvetagning og analysemetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 19: 1990,

Kronvang, B., Svendsen, L.M., Brookes, A., Fisher, K., Møller, B., Ottosen, O., Newson, M. og Sear, D. (1998): Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, III - Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment and nutrients. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8, 209-222.

Svendsen, L.M. og Rebsdorf, Aa. (1994): Kvalitetssikring af overvågningsdata. Retningslinier for kvalitetssikring af ferskvandskemiske data i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Teknisk anvisning fra DMU, nr.7, 1994, 87 pp.

Referencer - søer

Jensen, J.P., E. Jeppesen, M. Søndergaard, T. Lauridsen & L. Sortkjær, (1996): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser - Faglig rapport fra DMU nr. 176. 96 s.

Jensen, J.P., M. Søndergaard, E. Jeppesen, T. Lauridsen & L. Sortkjær, (1997): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 211. 106 s.

Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (1998): Indikatorer for naturkvalitet i søer. Faglig rapport fra DMU nr. 238. Danmarks Miljøundersøgelser 42 s.

Kristensen, P., J.P. Jensen & E. Jeppesen. (1990): Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen., C9. 120 s.

Kronvang, B. & Bruhn, A. (1990): Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Teknisk anvisning. - Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1990, 22 s.

Kronvang, B. & Rebsdorf, Aa. (1988): Overvågningsprogram. Vandkvalitet i vandløb. Prøvetagning og analysemetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 19: 1990,

Kronvang, B., Jensen, J.P., Pedersen, M.L., Müller-Wohlfeil, D.-I., Wiggers, L., Kronquist, H., Tornbjerg, H. & O. Ringsborg (1998): Oplandsanalyser af vandløbs- og søoplande Miljøstyrelsen, 2000. Programbeskrivelse for NOVA 2003. Tekstdel. findes på WWW.MST.DK/nova2003. NOVA 1998-2000. Vandløb og Søer. Udkast til teknisk anvisning. Danmarks Miljøundersøgelser.

Miljøstyrelsen (1999): NOVA 2003 - Programbeskrivelse. Tekstdel + bilag.

Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (1991): Retablerede søer. Udvikling og overvågning. Faglig rapport fra DMU nr. 25. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 s.

Søndergaard, M, Jensen, J.P., Jeppesen, E. & Agerbo, E. (1999): Undersøgelserprogrammer for søer. Miljøprojekt nr. 446. Miljøstyrelsen. 75 s.

Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.

Wiggers, L., Tornbjerg, H. Windolf, J., Svendsen L.M. & Kronvang, B. (1994): Notat fra arbejdsgruppen vedrørende beregning af den diffuse tilførsel af total N og total P fra umalte oplande i Overvågningsprogrammet. Udsendt af Danmarks Miljøundersøgelser.

Referencer – fauna

Anon. (1984): British National Survey Method. - I.U.C.N. Otter Specialist Group - European section, Bulletin 1: 11-12.

Hammershøj, M., Madsen, A.B., Bruun-Schmidt, I.Ø., Gaardmand, B., Jensen, A., Jensen, B., Jeppesen, J.L. & Laursen, J.T. (1996): Overvågning af odder (*Lutra lutra*) i Danmark 1996. Otter (*Lutra lutra*) Survey of Denmark 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 40 s. Faglig rapport fra DMU. Nr. 172.

Madsen, A.B. (1989): Bevar odderen. En håndbog i odderbeskyttelse. Miljøministeriet. Skov- og Naturstyrelsen. 40 sider.

Madsen, A.B., Gaardmand, B. & Mikkelsen, P. (1996): Overvågning af odder (*Lutra lutra*) i Karup Å, Hvidbjerg Å/Thy, Ryå og Skals Å, 1985-1994. Samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen. Danmarks Miljøundersøgelser 42 s. Faglig rapport fra DMU. Nr. 171.

Referencer - basisovervågning

Falk, K. (1990): Vejledning i metoder til overvågning af fugle. Naturovervågningsrapport. Skov- og Naturstyrelsen.

Grøntved, J. og Sørensen, T. (1941): " Nøgle til Bestemmelse af danske Græsser i blomsterløs Tilstand". København, Munksgaard.

Hansen, K. (ed.) (1981): "Dansk Feltflora". København, Gyldendal.

Hartvig, P., Leth, P., Nielsen, H. og Pløger, E. (1992): "Atlas Flora Danica - Taxonliste". Dansk Botanisk Forening og Københavns Universitet.

Madsen, H.B., Nørr, A.H. og Holst, K.A. (1992): "Atlas over Danmark. Serie 1, bind 3. Den danske jordklassificering". Det Kongelige Danske Geografiske Selskab, København.

Møller, A.P. (1983): Metoder til overvågning af fuglelivet i de nordiske lande. Miljørapport 1983: 1. Nordisk Ministerråd. 185 sider.

Miljøstyrelsen (2000): NOVA 2003, Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, Nr. 1, 2000. 397 s.

Nielsen, K., Stjernholdt, M., Olsen, B. Ø., Müller-Wohlfeil, D-I., Madsen, I-L, Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H. S., Rolev, A. M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V. K., Hvidberg, M., Jensen, J. E., Bacher, V & Larsen, H. (2000): Areal Informations Systemet – AIS. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.

Schou, J.C. (1993): "De Danske Halvgræsser". Biologisk Forening for Nordjyllands Forlag.

Sørensen, N. K. og Bülow-Olsen, A. (1994): "Fælles arbejdsmetoder for jordbundsanalyser". Plantedirektoratet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

van der Maarel, E. (1979): "Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity". Vegetatio 39: 97-114.

Økland, R.H. (1990): "Vegetation ecology: theory methods and applications with reference to Fennoscandia". Sommerfeltia Suppl. 1

Bilag 7.1 Oversigt over danske plantesamfund på lavbundsarealer

Kultureng

Almindelig kvik/ager-tidsel-samfund

Denne kulturengstype er karakteriseret ved en meget høj forekomst af arter såsom almindelig kvik, hundegræs, stor nælde, burre-snerre og ager-tidsel, hvilket indikerer at arealet har været i omdrift indenfor en begrænset årrække. Det omfatter drænedede og gødskede kulturenge, der er blevet omlagt indenfor ganske få år og er meget udbredt i hele landet.

Almindelig rajgræs/hvid-kløver samfund

Almindelig rajgræs, hvid-kløver, mælkebøtte, almindelig hønsetarm, fløjlsgræs, almindelig røllike, enårig rapgræs m.fl. er hyppige arter i almindelig rajgræs/hvid kløver-samfundet. Vegetationen er kendetegnet ved at rumme få urter, få kvælstoffixerende arter, udover hvid kløver og få fugtigbundsarter. Samfundet omfatter drænedede og gødskede kulturenge, der er blevet omlagt indenfor ganske få år og er vidt udbredt i hele landet.

Lav ranunkel/almindelig rapgræs-samfund

Arter såsom lav ranunkel, fløjlsgræs, kryb-hvene, mose-bunke, eng-svingel og rød svingel indikerer at engen ikke har været omlagt i en længere periode. Kær-tidsel, eng-kabelleje, eng-karse, sump-fladstjerne, eng-snerre og andre fugtigbundsarter finder efterhånden indpas i vegetationen. Dette samfund omfatter drænedede og gødskede kulturenge, der er blevet omlagt for flere år siden. Lav ranunkel/almindelig rapgræs-samfundet er meget udbredt i hele landet.

Mose-bunke samfund

Mose-bunke er konstant og næsten altid dominerende i dette urtefattige samfund. Vegetationens sammensætning er afhængig af fugtighedsforholdene. Ved en høj fugtighed er tuedannende arter såsom mose-bunke, lyse-siv og star-arter med til at skabe en mikrotopografisk heterogen vegetation. Ved en lavere fugtighed f.eks. på sommerudtørrende lavbundsjord, er tuedannelsen mindre udpræget og arter såsom lav ranunkel, fløjlsgræs og almindelig rapgræs kan træffes. Samfundet findes på næringsberigede og/eller drænedede enge, hvor der ikke for nyligt er foretaget udsåning. Det findes på vinterfugtige arealer, hvor der ikke forekommer vintervanddækning. Mose-bunke samfundet forefindes bl.a. langs vandløb, men ikke ved søbredder og på den øvre geolittoral på strandenge med lille saltpåvirkning. Dette samfund er vidt udbredt i hele landet.

Kryb-hvene/knæbøjet rævehale-samfund

Kryb-hvene/knæbøjet rævehale-samfundet er domineret af kryb-hvene og knæbøjet rævehale. Lav ranunkel, gåsepotentil, nedbøjet ranunkel, tigger-ranunkel og vand-mynte er også hyppigt forekommende, ligesom vand-pileurt, høj sødgræs, manna-sødgræs og andre arter tilknyttet våd bund kan træffes. På oligotrof bund er almindelig star, smalbladet kæruld, kær-ranunkel m.fl. hyppige. Ved saltpåvirkning træffes arter såsom strand-kogleaks, blågrøn kogleaks, og strand-trehage. Samfundet træffes på våd, kompakt, leret jordbund ofte på forstyrret bund, eks. hvor der er et højt græsningstryk. Forekommer ved gadekær og ved små vandhuller hvor kreaturer færdes, lavninger i kulturenge og over vintervandstandslinien på strandenge med lav salinitet. Det er vidt udbredt i Danmark.

Meso-eutrofe plantesamfund

Rørgræs-samfund

Artssammensætningen i rørgræs-samfundet afhænger af de hydrologiske forhold. Under forholdsvist høj fugtighed er rørgræs næsten eneherkende, men få vandplanter såsom vand-mynte,

blære-star, kær-star, kær-snerre og manna-sødgræs kan forekomme i bundlaget. Ved en lav fugtighed træffes næringskrævende arter såsom almindelig kvik, stor nælde, mose-bunke og ager-tidse. Det findes som et smalt bælte af tør rørskov ved næringsrige (naturlige og eutrofierede) søer og vandløb. Forekomsten af dette samfund er ofte indikation for eutrofiering. Rørgræs-samfundet er almindeligt i hele landet og i fremgang som følge af eutrofiering og driftsophør.

Tagrør/bittersød natskygge-samfund

Tagrør/bittersød natskygge-samfundet er det mest udbredte rørsump-samfund i Danmark. Samfundet er ofte artsfattigt, sandsynligvis som følge af udskygning fra de høje tagrørs-planter, men til tider kan rørsumpen indeholde et stort antal arter såsom almindelig gifttyde, kattehale, dusk-fredløs, almindelig skjolddrager, kær-snerre, vand-mynte og sværtevæld.

Dette rørsump-samfund tolererer meget variable næringsforhold, men er dog meget sparsomt udviklet ved næringsfattige forhold. Samfundet foretrækker permanent våde forhold og svækkes betydeligt ved sommerudtørring. Det ses oftest som det yderste bælte i rørsumpen i stillestående eller letbevægende vand og vinteroversvømmede moser. Forekomsten af høje urter såsom almindelig mjødukt, stor nælde og lædden dueurt indikerer tørre, forstyrrede og næringsberigede forhold. Tagrør/bittersød natskygge-samfundet er vidt udbredt i hele landet og favoriseres af næringsberigelse.

Høj sødgræs-samfund

Høj sødgræs-samfundet er meget variabelt, men er oftest ganske artsfattigt. Samfundet findes i kanten af rørsumpen ved søer og vandløb og i vældområder. Det stiller krav om et højt næringsindhold og træffes oftest på mineralbund og mindre hyppigt på tørvejorder. Samfundets udbredelse er dårligt dokumenteret, men formodes at være almindeligt i hele landet undtagen NV-Jylland.

Stiv star-samfund

I dette samfund danner stiv star store tuer, der typisk er 30-40 (60) cm i diameter og omkring 50 cm høje. Denne struktur danner en mosaik af varierede voksesteder, der differentierer fordelingen af arter. Eks. vil vådbundsplanter såsom tagrør, dusk-fredløs, kær-snerre, sump-snerre, tråd-star, vand-skræppe, almindelig skjolddrager, sværtevæld, billebo klaseskærm, gul iris, kunne vokse mellem tuerne og tørbundsarter såsom eng-rørhvene, mælkebøtte og ager-padderok kan findes på tuerne. Stiv star-samfundet er økologisk heterogent og forekommer på både eutrof og mesotrof bund med udprægede grundvands fluktuationer. Samfundet kan træffes hvor der er vintervand-dækket på både kalkrig og kalkfattig bund og findes som rørsump-vegetation langs søer, vandløb, tørvegrave og dyndenge. Det er almindeligt forekommende, hyppigst i Østjylland og på øerne og aftager i hyppighed mod nord.

Top-star samfund

Dette samfund er karakteriseret ved dominans af top-star, der danner store oprette tuer op til 1 m højde. De øvrige arter findes på tuerne, der kan danne voksested for en rig urteflora (eng-viol, kær-snerre, kær-dueurt) og mellem tuerne hvor der kan forekomme et række rørsumparter (kær-padderok, eng-forglemmigej). Top-star samfundet forekommer ved mindre fugtige væld end sump-kællingetand/dynd-padderok-samfundet, i åbent vand, som en zone udenfor tagrør/bittersød natskygge-rørsumpe, ved oversvømmede områder nær søer og vandløb og gamle tørvegrave. Samfundet findes i meso- til eutrofe (morænebund) eller eutrofierede kær med stor tilgængelighed af kvælstof og fosfor. Top-star samfundets udbredelse er dårligt dokumenteret, men formodes at være almindeligt i det østlige Jylland og på øerne.

Nikkende star-samfund

Vegetationen i dette samfund er meget ensformig og består næsten udelukkende af nikkende star, der bliver meterhøj. Samfundet afhænger af årlige oversvømmelser og er karakteriseret ved en høj vintervandstand. Både sommerudtørrende og sommervåde lokaliteter forefindes, men vegetatio-

nen tåler ikke langvarige udtøringer. Et veludviklet nikkende star-samfund forefindes kun ved åbreder, særligt hvor åløbene antager større bredder. Det optræder hyppigst på morænebund og kan beskrives som eutrof. Samfundet tåler i nogen grad oversvømmelse af brakvand og de vådeste partier påvirkes ikke af gødskning. Dets udbredelse er dårligt dokumenteret, men formodes at være almindeligt i det østlige Jylland og på øerne.

Eng-rørhvene samfund

Eng-rørhvene er alt-dominerende i dette artsfattige samfund. Det forekommer, hvor der om sommeren er forholdsvis tørt og hvor jordbunden er vandmættet eller tidvis oversvømmet i vinterperioden ofte på drænet, eutrof tørv. Når først samfundet er etableret, er eng-rørhvene, på grund af dens betydelige førneproduktion, meget konkurrencestærk. Eng-rørhvene samfundets udbredelse er dårligt dokumenteret, men det formodes at være almindeligt i det østlige Jylland og på øerne.

Lyse-siv/kær-tidsel-samfund

Lyse-siv/kær-tidsel-samfundet er et artsrigt samfund, der er karakteriseret ved forekomsten af almindelig star, almindelig syre, kragefod, eng-viol, hirse-star, kær-dueurt, kær-snerre, plettet gøgeurt m.fl. Ved naturligt næringsrige forhold træffes undertiden en række mere specielle arter såsom kær-star, toradet star, sump-snerre, maj-gøgeurt, eng-kabbeleje, engblomme, vild hør, engkarse, kær-høgeskæg, hjertegræs og tvebo baldrian. Samfundet omfatter mesotrofe-eutrofe enge uden kalkpræg. Det forekommer i lavninger, omkring vandhuller, langs søbredder og vandløb. Ved dræning og/eller gødskning vil samfundet udvikle sig mod lav ranunkel/alm. rapgræs-samfundet. Lyse-siv/kær-tidsel-samfundet er den almindeligste naturengtype i Danmark.

Almindelig mjødurt-samfund

Alle højstaudesamfund er samlet i almindelig mjødurt-samfundet, der er karakteriseret ved at være højt voksende, urterigt og ofte artsfattigt. Artssammensætningen er meget variabel og afhænger af artssammensætningen i de tidligere successionsstadier. I de første år efter driftsophør er det arter såsom toradet star og almindelig rapgræs, der breder sig i vegetationen, men efter få år er det oftest almindelig mjødurt, stor nælde, tue-star, ladden dueurt m.fl., der dominerer vegetationen. Ved høje næringsniveauer vil vegetationen omfatte ruderale arter eller arter karakteristiske for næringsrige jorder såsom ager-tidsel, almindelig kvik og kruset skræppe. Forekomsten af almindelig mjødurt-samfundet indicerer en vis næringsrigdom enten naturligt eutrofe forhold eller eutrofierede forhold (gødskning og/eller dræning). På arealer med kalk i jordbunden er artsrigheden større. Almindelig mjødurt-samfundet favoriseres af næringsberigelse og er meget vidt udbredt over hele landet og i fremgang som følge af driftsophør.

Manna sødgræs-samfund

I manna sødgræs-samfundet er vegetationen karakteriseret ved forekomsten af manna sødgræs, ofte sammen med almindelig sumpstrå (på lidt lavere vand), mangestænglet sumpstrå og en række lavtvoksende arter såsom tudse-siv, strandbo, vandnavle og hunde-hvene. Manna sødgræs-samfundet forekommer på våd og mager bund ved næringsfattige søer, vandløb og kildevæld. Ifølge Warming (1909) træffes samfundet på dybere vand end sø-kogleaks, tagrør og dunhammer langs søer i klitområder. Dets udbredelse er dårligt dokumenteret, men det formodes at være spredt forekommende.

Dynd-padderok-samfund

Dette samfund består af en højt voksende ensartet vegetation domineret af dynd-padderok med sparsomt indslag af urter. Dynd-padderok-samfundet forekommer i stillestående forholdsvis lavt vand, under både oligo- og mesotrofe forhold. Det findes ofte udviklet i tilknytning til oligotrofe søer eller tørvegrave omgivet af pors-blåtop samfundet eller klokkelyng-hede. Samfundet går tilbage ved eutrofiering. Dets udbredelse er dårligt dokumenteret, men formodes at være almindeligt.

Kalkkær

Hvas avneknippe-samfund

Hvas avneknippe-samfundet er domineret af den højt voksende og kalkyndende art, hvas avneknippe. Samfundet er floristisk variabelt og kan enten bestå af ensartede, artsfattige, tætte og op til 2 m høje bestande af hvas avneknippe med en betydelig førneproduktion eller fremtræde mere åbent med forskellige sump- og kalkarter. Det findes på naturligt næringsrige lokaliteter, hvor kalkpåvirkningen og forekomsten af kvælstof og organisk stof ikke er for stor. Det findes bl.a. udviklet på bredden til kalkrige søer, ved fremsivende kalkholdigt grundvand og i tilknytning til gamle havarme på alluvial bund på *cardium*-dynd. Hvas avneknippe-samfundet kan forekomme som pionersamfund i rørsumpen ved søbredder og hvor vandspejlet er højt og kan opretholdes ved en meget ekstensiv drift. Dets udbredelse er dårligt dokumenteret, men formodes at være forholdsvis sjældent.

Sump-kællingetand/dynd-padderok-samfund

Dette meget artsrige samfund er karakteriseret ved forekomsten af dynd-padderok, sump-kællingetand, næb-star, trævlekrone, eng-kabbeleje, bukkeblad, kær-snerre, sump-forglemmigej, eng-karse, kær-høgeskæg, hjertegræs, eng-viol, maj-gøgeurt, kødfarvet gøgeurt, vild hør, dynd-star, almindelig milturt, vand-karse m.fl. På nogle lokaliteter danner *Paludella squarrosa* tætte, meget faste grågrønne tuer. Sump-kællingetand/dynd-padderok-samfundet findes i mesotrofe væld uden eller med sparsom kalkforekomst. Samfundet er meget følsomt specielt overfor slåning eller græsning, da arterne har et yderst ringe formerings- og spredningspotentiale. Det er oprindeligt karakteristisk for jyske vældmoser, men er sjældent idag.

Butblomstret siv/blågrøn star-samfund

Butblomstret siv/blågrøn star-samfundet er floristisk variabelt. Hvor vegetationen ved drift holdes lavtvoksende og åbent, kan dette urterige græsdominerede samfund være meget artsrigt og rumme mange sjældne karplanter og mosser. De hyppigste arter er blåtop, blågrøn star, rød svingel, hirse-star, kær-trehage, krognæb star og tormentil. Lavtvoksende arter såsom sump-hullæbe, melet kodriver, hjertegræs, rust-skæne, vild hør, kær-høgeskæg, sump-forglemmigej, stivhåret borst, fin bunke, rosmarin-pil, bredbladet kæruld, loppe-star, skede-star, engblomme, mygblomst, almindelig vibefedt, eng-troldurt og vinget perikon er mere eller mindre hyppige i dette samfund. Hvor driften er ophørt, hvor græsningstrykket er lavt eller hvor den naturlige hydrologi er forstyrret kan butblomstret siv og blågrøn star danne store sammenhængende bestande med en højt voksende mere artsfattig vegetation. Her træffes endvidere tagrør, blåtop, hjortetrøst og angelik. Dette samfund er begrænset til områder med kalkrig eller basemættet (dvs kystnær) jordbund. Forekommer ved ret fugtige forhold som f.eks. væld, topogene kær med vandtilførsel fra kalkrige jordlag og afblæste klitlavninger.

Butblomstret siv/blågrøn star-samfundet kan forekomme som pionersamfund ved blotlægning af sandet i klitlavninger og ved tørveskrælning i kær hvor der er kontakt mellem planternes rødder og det kalkrige substrat. På lokaliteter uden trykvand er butblomstret siv/blågrøn star-samfundet afhængig af drift.

Butblomstret siv/blågrøn star-samfundet kan modstå en delvis afvanding og en mindre næringsberigelse, men vil udvikles mod et stor nælde-domineret almindelig mødurt-samfund ved en større næringsberigelse eller ved udtørring.

Butblomstret siv/blågrøn star-samfundet er forholdsvis sjældent og i tilbagegang.

Oligotrofe kær

Hvid næbfrø-samfund

Hvid næbfrø er den dominerende karplante i dette samfund. Hvor der er meget vådt kan dyndstar og blomstersiv forekomme. Sphagnum-arter såsom *S. fallax* er hyppige. Samfundet findes på permanent vanddækket oligotrof sand eller tørv. Vegetationen findes i stillestående, sur og dystrof vand i huller af Sphagnum-moser med tykt tørvelag eksempelvis tue-kæruld/hedelyngsamfundet og klokkeløng-samfundet. Hvid næbfrø-samfundet forekommer i højliggende vegetation på ødelagte højmoser, våde dele af sure hængesække, tørvegrave, der ikke når ned til mineraljorden, og flade hede- og klitkær, der er vanddækkede i en stor del af året. Det er sjældent og har sin hovedudbredelse i det vestlige Jylland, men er tillige registreret i bla. Grib Skov.

Smalbladet kæruld-samfund

Smalbladet kæruld-samfundet er karakteriseret ved forekomsten af malbladet kæruld, tranebær, rundbladet soldug, næbstar, bukkeblad, gråstar, hvid næbfrø m.fl.. Sphagnum *fallax* er ofte den dominerende Sphagnum-art, men andre arter er også almindelige. Samfundet findes som en veludviklet hængesæk i kanten af mindre oligotrofe søer, i nye tørvegrave med tørv i bunden (ikke dybe grave) og i lavninger med et tæt Sphagnum-tæppe. Det har sin hovedudbredelse i det vestlige Jylland og er spredt forekommende.

Liden siv-tvepibet lobelie samfund

Liden siv-tvepibet lobelie-samfundet er karakteriseret ved forekomsten af liden siv, tvepibet lobelie, næbstar, mangestænglet sumpstrå, kortsporet blærerod, svømmende sumpskærm, søpryd, strandbo m.fl. I liden siv-tvepibet lobelie samfundet er forekomsten af Sphagnum-arter og pleurocarpe bladmosser begrænset. Dette samfund forekommer ved næringsfattige, lavvandede, mere eller mindre klarvandede søer med en ganske ringe tørvedannelse. Liden siv-tvepibet lobelie samfundet danner bredvegetationen ved lobelie-søer hvor vandet ikke er helt klart og danner overgang mellem egentlige lobelie-søer og de brunvandede søer. Liden siv-tvepibet lobelie samfundet er fhv sjældent og er tilknyttet Midt- og Vestjylland.

Liden siv/hunde-hvene/Sphagnum spp.-samfund

Liden siv/hunde-hvene/Sphagnum spp.-samfundet er karakteriseret ved forekomsten af liden siv, hunde-hvene, smalbladet kæruld, almindelig star, mangestænglet sumpstrå, manna sødgræs m.fl.. Sphagnum-arter kan være ganske hyppige i dette samfund hvor søen ikke udtørres hvert år og evt starte en hængesækdannelse. Samfundet forekommer som breddvegetation ved sure, brunvandede, lavvandede eller tidsvis udtørrede søer. Hvor søen tørrer ud jævnlige ses kun en begrænset tørvedannelse og ingen hængesæk. Ved jævnlige skift mellem udtørring og oversvømmelse må samfundet formodes at opretholde sig selv. Liden siv/hunde-hvene/Sphagnum spp.-samfundet er spredt forekommende i Midt- og Vestjylland.

Strandbo/tvepibet lobelie-samfund

Strandbo/tvepibet lobelie-samfundet er karakteriseret ved forekomsten af strandbo, lobelie, tudse-siv og almindelig sumpstrå sammen med arter såsom klit-siv, sand-siv, svømmende sumpskærm, søpryd. Hvor tagrør og høj sødgræs forekommer står skudene kun ganske spredt. Samfundet forekommer i næringsfattige og klarvandede søer i hede og klitegne. Det er meget sjældent i Danmark og er kun dokumenteret i Thy.

Næbstar/Sphagnum samfund

Ved en forholdsvis høj fugtighed består næbstar/Sphagnum samfundet næsten udelukkende af næbstar og et veludviklet lag af vandplanter (bukkeblad, arter af blærerod) og arter tilknyttet rørsuppe. Hvor tørvelaget er forhøjet eller hvor der er ved at blive dannet en hængesæk og planterne vokser under varierende fugtighedsforhold vil vandplanterne forekomme mere spredt, medens submerse Sphagnum-mosser er mere hyppige. Næbstar/Sphagnum samfundet findes som begyndende hængesæk i tørvegrave, hvor der er kontakt til mineraljorden og søbreder ved brun-

vandede søer. Samfundet kan bl.a. forekomme som rørsump i breddevegetationen ved oligotrofe søer indtil 1m vand, det første stadium i en hængesækdannelse og ved tilgroningen af unge dybe tørvegrave. Næb-star/Sphagnum samfundet er pioneer-samfund ved forholdsvis dybe næringsfattige søer og randen af dybe tørvegrave. Det er spredt forekommende og har sin hovedudbredelse i den vestlige del af landet.

Næb-star/dynd-star/skorpionmos samfund

Næb-star/dynd-star/skorpionmos samfundet er karakteriseret ved forekomsten af næb-star, dynd-star, grenet star, smalbladet kæruld, kragefod, bukkeblad, smalbladet ærenpris, kær-ranunkel og kortsporet blærerod i urtelaget og skorpionmos og andre pleurocarpe bladmosser (brunmosser) i bundlaget. Hvor der er meget vådt kan vådbundsarter såsom gul åkande, liden siv, tvepibet lobelie og sø-kogleaks træffes som vegetations-relikter fra den tidligere sø. Artsammensætningen afhænger af kalkindholdet. Samfundet findes som hængesæk i oligo-mesotrofe søer og i væld med stagnerende vand, ofte med kalk. Det er yderst sjældent i Danmark og det er uvist om der stadig findes velfungerende lokaliteter i Danmark.

Tråd-star samfund

Tråd-star samfundet er karakteriseret ved tråd-star, der kan være eneherkende i enten store sammenhængende bevoksninger eller i snævre bæltter. Grenet star, dynd-padderok, blomstersiv, kragefod, rosmarin-pil og kær-dunbregne kan forekomme i varierende mængde. I bunden træffes en række mosser, der undertiden kan danne hængesæk på meget lavt vand. Samfundet findes på oligotrof mineraljord. Det er et typisk ekstremfattigkærssamfund på afgravet tørvejorde og ved sandede bredder af oligotrofe søer hvor den kan initiere en hængesækdannelse. Det forekommer ofte på mineraljord hvor tørven er gravet af hedemoser og i dybe tørvegrave. Tråd-star samfundets udbredelse er dårligt dokumenteret, men formodes at være forholdsvis sjældent.

Tue kæruld/hedelyng-samfund

Tue kæruld/hedelyng-samfundet er karakteriseret ved forekomsten af tue-kæruld, hedelyng, tranebær, revling, blåtop og rosmarinlyng. Under mere fugtige forhold vil arter såsom smalbladet kæruld, hvid næbfrø og rundbladet soldug være mere fremherskende. Det er knyttet til sure og oligotrofe forhold i moser med et forholdsvis tykt tørvelag og under varierende indflydelse med minerogent vand. Det kan forekomme som sene tilgroningssamfund i tørvegrave, i højmosers laggzone, på ødelagte højmoser og som det sidste stadie i den naturlige succession mod højmoser. Tue kæruld/hedelyng-samfundet er spredt forekommende og har sin hovedudbredelse i det vestlige Jylland.

Almindelig star/hirse-star samfund

Dette samfund er karakteriseret ved en lavtvoksende græs- og stardomineret vegetation med almindelig star, hirse-star og blåtop sammen med en lang række græsser og urter. Vegetationen kan være ganske artsrig med arter såsom katteskæg, lyng-snerre, tormentil, pille-star, rosmarinlyng, tråd-siv, børstesiv og klokke-ensian. Der findes ofte et veludviklet lag af mosser i bunden. Dette samfund er den hyppigste naturlige tørveeng-type i Danmark. Hvor der er kalkholdig dynd træffes endvidere arter såsom rust-skæne og blågrøn star. Almindelig star/hirse-star-samfundet findes på sommerudtørrende enge på næringsfattig dynd og dyndholdig tørv. Samfundet findes som dyndeng langs vandløb og ved søbredder bla. i hede- og klitområder. Samfundet kan endvidere træffes hvor tørven har været skrællet af. Samfundet er almindeligt i hede- og klitegne.

Pors/blåtop-samfund

I pors-blåtop vegetationen kan mange andre arter træffes, eks. almindelig star, tue-kogleaks, smalbladet kæruld, hirse-star, gåse-potentil, kragefod og eng-viol. På blåtop-tuerne kan flere surbundsarter såsom klokkelyng, revling, almindelig hvene, blåbær og katteskæg vokse. I klitegne er klit-siv, krybende pil m.fl. hyppigere i vegetationen. I meget våde væld kan benbræk, vandnavle, klokke-ensian og næb-star være fremherskende mellem tuerne. Generelt er dette samfund fattigt

på mosser og laver. Samfundet kan undertiden danne store og rene bestande af pors, med en højde på $\frac{1}{2}$ - $\frac{3}{4}$ m. Dette samfund findes i lavninger og ved oligotrofe søer i hede- og klitområder, på randen af hedemoser (tue-kæruld/hedelyng-samfund) og højmoser og i hedemoser med trykvandspåvirkning. Ofte er samfundet omgivet af et bælte af fugtig hede. Ved vældpræg har dette samfund potentiale for at opretholde sig selv. På øvrige områder er pors/blåtop-samfundet afhængig af græsning eller slæt og vil ved driftsophør udvikles mod krat og skov. Pors/blåtop-samfundet er almindeligt i Jyllands hede og klitegne.

Skov-typer

Pilesumpe

Pilesumpe domineret af f.eks. grå-pil, øret pil og/eller femhannet pil træffes på naturlig eutrof bund og på eutrofierede områder.

Ellesumpe

Ellesumpene forekommer på eutrofe arealer, der er temporært til permanent våde. Vegetationen er spredt i Danmark, men mest i de østlige dele af Jylland og på øerne.

Askesumpe

Askesumpe findes på meget næringsrig, kalkrig og fugtig-temporær våd bund. Askesump forekommer ikke ved stillestående vand, men ses ofte hvor der er vældpræg. De træffes i moræneområderne i Jylland og på øerne.

Mose-bunke-birkeskov

Mose-bunke-birkeskov samfundet findes på mesotrofe eller let sure jorde, ofte med mordannelse og højt grundvandsspejl. Vegetationen kan danne overgang til elleskove. Birkesumpene er spredt i de østlige egne af Jylland og Øerne.

Bilag 7.2

Kode beskrivelser (fra Nielsen et al., 2000)

1100	befæstet overflade
1110	bykerne
1120	lav bebyggelse
1121	høj bebyggelse
1122	åben bebyggelse
1123	bebyggelse i åbent land
1210	industri
1221	motervej
1222	motertrafikvej
1223	vej >6 m
1224	vej 3-6 m
1226	jernbane
1228	bro
1229	dæmning
1240	lufthavn
1242	landingsbane
1310	råstofområde
1340	teknisk areal
1341	kirkegård
1420	sportsanlæg
1421	rekreativt område
1422	klippet græs
2112	landbrug
2222	gartneri
2300	græsarealer
2310	græs i byområder
2430	blandet landbrug/natur
3100	skov
3110	løvskov
3120	nåleskov
3130	blandet skov
3210	overdrev
3220	hede
3250	blandet natur
3310	sand/klit
3330	anden overflade med ringe vegetation
4110	eng
4112	vådområde
4120	mose
4130	strandeng
5120	sø
5121	vandløb > 8-12 m
5123	sø-rørskov
5126	dambrug
5230	hav
6000	uklassificeret

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi
Afd. for Marin Økologi
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.