

Sørestaurering i Det Nordlige Recipientsystem

-Med fokus på Utterslev Mose



Speciale i miljøbiologi
Institut for Miljø, Samfund og Rumlig forandring
RUC

Af
Emil Blichfeldt

Vejledere
Morten Foldager Pedersen (RUC)
Søren Gabriel (Orbicon)

Sørestaurering i Det Nordlige Recipientsystem.....	1
Sørestaurering i Det Nordlige Recipientsystem.....	4
Baggrund for specialet	4
Introduktion.....	5
Udgangspunkt for specialet.....	5
Eutrofiering	5
Biomanipulation.....	7
Miljømålsloven	8
Det Nordlige recipientsystem.....	8
Problemformulering for specialet	11
Metode til besvarelse af problemformulering	11
Målgruppe for specialet	12
Ramme for besvarelse af problemformulering	12
1: Økosystemet i den lille lavvandede fosforbelastede sø	13
1.1 Fysiske forhold og fødenet.....	13
1.2: Klassificering af søens tilstand	15
1.3: Samspil mellem organismer ved overordnet god økologisk kvalitet.....	18
1.4: Samspil mellem organismer ved overordnet dårlig økologisk kvalitet	20
2: Sørestaurering	23
2.1: Oversigt.....	23
2.2: Ekstern belastning.....	23
2.2.1: Restaureringsmetoder: Rensning af overløbsvand.....	23
2.3: Intern belastning.....	24
2.3.1: Fosfordynamik i søsediment	24
2.3.2: Restaureringsmetode: Opgravning af sediment	27
2.3.3: Restaureringsmetode: Aluminiumsbehandling.....	27
2.4: Økologisk balance: Biomanipulation.....	36
2.4.1: Biomanipulation – Danmark og Holland.....	36
2.5: Sørestaurering – Succes?	43
2.5.1: Søer hvor tilstanden ikke er forbedret.....	45
2.5.2: Søer hvor tilstanden er noget forbedret.....	45
2.5.3: Søer med fosforindhold under 0,1 mg l ⁻¹	46
2.5.4: Søer med fosforindhold lavere end 0,06 mg l ⁻¹	46
2.5.5: Vurdering af sørestaurering	47
3: Databehandling-Nordkanalen, Fæstningskanalen og Utterslev mose	48
3.1: Opbygning.....	48
3.2: Oversigt – fysisk placering, hydraulik og tolkning af data	49
3.2.1: Fysisk placering	49
3.2.2: Hydraulik	49
3.2.3: Tolkning af data	50
3.3: Nordkanalen.....	52
3.3.1: Nordkanalen 2003 – Fysiske forhold, vandføring og fosfor.....	52
3.3.2: Restaurering af Nordkanalen	53
3.4: Fæstningskanalen.....	56
3.4.1: Fæstningskanalen 2003 – Fysiske forhold, vandføring og fosfor.....	56
3.4.2: Sørestaurering af Fæstningskanalen.	60
3.4.3: Biomanipulation.....	68

3.5: Utterslev Mose	71
3.5.1: Fysiske forhold.....	71
3.5.2: Vandtilførslen	71
3.5.3: Utterslev Mose 2003.....	72
3.5.4: Sørestaurering af Utterslev Mose.....	77
4: Diskussion - Vurdering af muligheder for sørestaurering	86
4.1: Utterslev Mose økosystem 2003	86
4.1.1: Fosfordynamik	86
4.1.2: Overordnet økologisk tilstand.....	88
4.1.3: Sammenligning med Jeppesen et al. 2000	89
4.2: Reduktion af ekstern belastning.....	91
4.2.1: Fugle	91
4.2.2: Kloakering versus bassiner	91
4.3: Reduktion af intern belastning	93
4.3.1: Opgravning - Nordkanalen	93
4.3.2: Opgravning - Fæstningskanalen	94
4.3.3: Opgravning - Utterslev Mose.....	94
4.4.4: Problemer forbundet med udgravning	95
4.4.5: Aluminiumsbehandling - Fæstningskanalen og Utterslev Mose	95
4.4: Biomanipulation.....	97
4.4.1: Opfiskning af karpefisk.....	98
4.4.2: Udsætning af rovfisk.....	98
4.4.3: Udplantning af submerse makrofyter	99
4.5: Sørestaureringsstrategi	102
5.1.1: Udgift til udførelse af sørestaureringsstrategi.....	104
4.6: Målsætning for Nordkanalen	108
4.7: Effekt af restaurering i Nordkanalen.....	108
4.8: Målsætning for Fæstningskanalen	109
4.9: Effekt af restaurering i Fæstningskanalen.....	109
4.10: Målsætning for Utterslev Mose	111
4.11: Effekt af sørestaurering i Utterslev Mose	111
4.11.1: Sørestaureringsstrategi og fosforreduktion	111
4.11.2: Sammenligning med Jeppesen et al. 2000	113
4.12: Konklusion - samlet effekt af sørestaurering	117
4.13: Perspektivering - fejlkilder og forbedringsmuligheder	118
5: Litteraturliste.....	121
6: Appendiks	125

Sørestaurering i Det Nordlige Recipientsystem

-Med fokus på Utterslev Mose

Baggrund for specialet

Dette speciale er skrevet på Miljøbiologi på RUC med Morten Foldager Pedersen som vejleder og Søren Gabriel fra miljøkonsulentfirmaet Orbicon som ekstern vejleder. Da specialet dels er lavet i en forskningsinstitution og dels et praktisk rådgivende firma, vil visse dele af specialet fremstå som akademisk videnskab og andre dele som anvendt videnskab. Det er søgt at holde specialets teoridel primært som akademisk videnskab, mens resultatbehandling og diskussionen er mere præget af anvendt videnskab.

Specialet udgør en studiebelastning på 15 ects. Eftersom det i praksis ville have været meget svært at indsamle den nødvendige mængde data til at belyse den valgte problemstilling inden for rammen 15 ects, har jeg valgt at bygge specialet på data indsamlet af andre.

Dette speciale repræsenterer således evnen til at finde og sortere data og opstille mulige sammenhænge i data på baggrund af egne beregninger og litteratur.

Introduktion

Udgangspunkt for specialet

Eutrofiering af søer og andet overfladevand er et problem, der har fået stigende opmærksomhed i Danmark og resten af EU. Udledning af næringsstoffer har igennem længere tid belastet vandmiljøet i et omfang, der har påvirket vandlegemernes biologiske og rekreative værdi i omfattende grad. I erkendelse af dette problem har EU vedtaget et vandrammedirektiv med påbud til medlemslandene om, at alt overflade- og grundvand skal have en god tilstand i 2015.

Vandrammedirektivet er i den danske lovgivning udtrykt som følger i Miljømålsloven:

”§ 12. Senest den 22. december 2015 skal alt overfladevand og grundvand have opnået en god tilstand, jf. dog §§ 15-20.” (Miljømålsloven 2006).

Paragraf 15 til 20 viser en række muligheder for sænkede miljøkrav og muligheder for op til 12 års udsættelse af tidsfrist (Miljømålsloven 2006). Hvis kravene ikke opfyldes inden for den fastsatte ramme, og der ikke er opnået udsættelse eller sænkede krav, kan den ansvarshavende kommune indklages for EU-domstolen, hvilket kan ende i en bødesag (personlig kommunikation, Torben Bojesen 2007).

Vandrammedirektivet og den danske miljømålslov er udgangspunktet for dette speciale. Jeg vil i specialet konkret undersøge og vurdere muligheden for at implementere miljømålsloven i Fæstningskanalen, Nordkanalen og Utterslev Mose.

I de følgende afsnit opridses de biologiske faktorer, der fører til eutrofiering af vandmiljøet.

Eutrofiering

Danske søer og vandløb er i overvejende grad eutrofierede på grund af nuværende og tidligere tiders udledning af næringsstofbelastet vand fra eksterne kilder (overfladeafstrømning, husstande, industri og landbrug). Tidligere har udledning fra punktkilder (urenset spildevand) udgjort den største kilde til belastningen, men udledningen fra disse er blevet stærkt reduceret, og nu udgør diffuse kilder fra især landbruget den største belastning (Søndergaard 2007). En stor del af den tilførte næring er bundet til partikulært organisk materiale (POM) og vil bundfælde i form af sediment. Via mikrobiel aktivitet vil disse næringsstoffer blive remineraliseret og kunne diffundere ud af sedimentet til søens vand, hvilket betegnes *intern belastning*. Den interne belastning kan være medvirkende til at fastholde søen i en eutrofieret tilstand, selv når eksterne kilder til næringsstoffer er blevet reduceret (Jensen & Andersen 1992, Søndergaard 2007).

Eutrofiering kan resultere i et ustabilt økosystem, hvilket i denne sammenhæng skal forstås som et økosystem, der er skrøbeligt over for yderligere forstyrrelser. Hvor det balancerede økosystem er artsrigt og stabilt, er det ubalancerede artsfattigt og ustabilt (Hosper et al. 2005). Den stærkt næringsstofbelastede sø har et ubalanceret økosystem, forstået på den måde, at der typisk er en meget stor mængde fytoplankton og karpefisk, mens mængden af submerse makrofyter, zooplankton og rovfisk er lav (Jeppesen et al. 2005). Dette resulterer i en uklar sø med lav artsdiversitet, hvilket giver søen en lav biologisk og rekreativ værdi. Søer der ikke er næringsstofbelastede, eller kun er det i mindre grad, har et mere balanceret økosystem. Kendetegnet er klart vand med submerse makrofyter og en rovfiskebestand, der har et kontrollerende prædationstryk på karpefiskbestanden, således at zooplanktonbestanden ikke bliver overpræderet af karpefisk. Derfor har zooplankton ligeledes mulighed for i nogen grad at kontrollere bestanden af fytoplankton (Carpenter et al. 1985). Denne kontrol af fytoplanktonbestanden er kun mulig, hvis næringsindholdet i vandet er tilstrækkeligt lavt (McQueen et al. 1989).

Forholdet mellem næringsstoffer, hovedsageligt fosfor (P), nitrogen (N) og karbon (C), er afgørende for væksten af fytoplankton. Dette forhold mellem P, N og C skal ifølge "Redfields ratio" være ca. 1:16:106 (på molbasis) (Krebs 2001). Ved sørestaurering fokuserer man især på næringsstoffet fosfor, som ofte er den begrænsende faktor for væksten af fytoplankton i ferskvand (Hosper et al. 2005). Begrænsning af næring og følgende begrænsning af biomassevækst hos fytoplankton kaldes "bottom up-kontrol" (McQueen et al. 1989). Formålet med reduktionen af vandets fosforindhold er således at skabe en øget bottom up-kontrol af fytoplanktonbestanden i søen.

Næringsstofbelastningen til en recipient deles op i eksterne kilder, hvilket vil sige udefra kommende belastning, og interne kilder, hvilket er belastning, der kommer fra søen selv (ofte sedimentet). Udledningen fra de eksterne kilder vil blive behandlet i afsnit.2.2. I det følgende vil jeg forsøge at give et overblik over metoder til begrænsning af belastning fra interne kilder.

Der findes flere metoder til reducere næringsstofbelastning fra interne kilder. Den traditionelle løsning er opgravning af fosforbelastet sediment, hvilket dog er udgiftstungt og har vist sig at være ineffektivt, hvis ikke hele sedimentpuljen opgraves (Annedottar et al. 1999). En anden løsning er en kemisk binding af fosfor til sedimentet med en aluminiumsbehandling, hvilket giver en ca. 90% reduktion af fosforfrigivelse i flere år efter behandlingen (Reitzel et al. 2005). Hvor mange år behandlingen er effektiv, afhænger dels af doseringen (med aluminium), dels af mængden af fosfor

der kan frigives fra sedimentet (den interne belastning), og endelig af mængden af ny tilført fosfor (den eksterne belastning). Erfaringer fra restaurering af flere danske søer har vist, at det ofte er nødvendigt at gentage aluminiumsbehandlingen efter en årrække (pers. kom. Henning Jensen 2007).

Biomanipulation

Efter at man har begrænset tilførslen af fosfor fra interne og eksterne kilder, kan man yderligere forbedre vandkvaliteten ved hjælp af biomanipulation. Ved biomanipulation forstås en række indgreb i et ubalanceret økosystem, med det mål at skabe et mere balanceret økosystem. Det oftest brugte indgreb i Danmark er opfiskning af karpefisk (planktivore fisk) (Søndergaard 2007). En reduktion af karpefiskebestanden vil sænke prædationen på zooplankton, hvorved mængden af zooplankton burde øges. Derved øges også zooplanktons prædation på fytoplankton - dette kaldes "top down-kontrol" (McQueen et al. 1989).

Problemet med opfiskning af de planktivore fisk er at den intra- og inter-specifikke konkurrence mellem de tilbageværende karpefisk reduceres, hvilket kan resultere i en stimulering af populationsvækstraten og dermed en hurtig tilbagevenden til den oprindelige populationsstørrelse af karpefisk (Jeppesen et al. 2000). For at undgå at karpefiskbestanden hurtigt vokser til den oprindelige bestandsstørrelse, har man i Danmark forsøgt sig med udsætning af rovfisk, især geddeyngel (Skov & Nilsson 2007). Målet er, at den øgede mængde rovfisk (piscivore fisk) medfører en *kaskadeeffekt* (Carpenter et al. 1985) på de underliggende led i fødenettet; rovfisk reducerer antallet af karpefisk via prædation, hvorved karpefiskenes prædation på zooplankton reduceres og zooplanktonmængden øges. Dermed fastholdes et stort prædationstryk på fytoplankton, hvorved mængden burde reduceres (Carpenter et al. 1985).

Udsætning af geddeyngel har imidlertid ofte vist sig ikke at have den ønskede effekt i lavvandede eutrofe søer (Skov & Nilsson 2007, Søndergaard et al. 1998). Dette skyldes formentlig dels mangel på egnede habitater (for gedde) i de pågældende søer og del udbredt kannibalisme hos denne rovfisk (Skov & Nilsson 2007). For at stimulere top down-kontrollen gennem udsætning af rovfisk, har erfaringer således vist, at de udsatte gedder helst skal have en størrelse på over 10 cm, og at det bør sikres, at der er anvendelige habitater til stede i søen. Mængden af egnede habitater kan f.eks. øges gennem udplantning af submerse makrofytter. Man skal derfor i fremtiden udsætte større gedder eller aborrer (Skov et al. 2006). Fordelen ved at udsætte store aborrer er, at disse ikke udviser samme grad af kannibalisme som gedder. Store aborrer er dog kun i stand til at udvise top down-kontrol, hvis søen er svagt eutrofieret og ved lille mængde karpefiskyngel pr. kvadratmeter (Hosper

et al. 2005). Efter reduceret intern og ekstern belastning og opfiskning af karpefisk, kan store aborrer altså udføre top down-kontrol.

Ifølge McQueen et al. 1989 vil bottom up- og top down-kontrol hver for sig have en begrænset effekt på fytoplanktonmængden i en sø, fordi effekten af disse indgreb aftager for hvert led i fødekæden. Derfor burde en kombination af bottom up- og top down-kontrol have en større effekt:

"The model predicts that maximum attainable biomass [of fytoplankton] is determined by (bottom-up) nutrient availability, but that realized biomass [of fytoplankton] is determined by the combined effects of top-down and bottom-up forces." (McQueen et al. 1989 s.289-290, fytoplankton indsat).

For at opnå bedst muligt resultat ved sørestaurering er det således vigtigt at kombinere reduktionen af næringsstoffer, især P, med opfiskning af planktivore fisk og/ eller udsætning af piscivore fisk.

Efter således at have skitseret problematikkerne i den lavvande eutrofe sø, vil jeg i det følgende vende tilbage til Miljømålsloven og den deri beskrevne vandmiljøplan. Mere konkret vil jeg søge at belyse, hvordan vandmiljøplanen kan implementeres i dele af det nordlige recipientsystem. Som en del af dette vil jeg anslå de sandsynlige effekter af, og udgifter til, opnåelse af målsætningen for Fæstningskanalen, Nordkanalen og Utterslev Mose i det nordlige recipientsystem.

Miljømålsloven

Miljømålsloven indeholder en vandmiljøplan, der har til formål at kortlægge forureningsgraden og mulighederne for rensning af overfladevand. Basisanalysen for hovedstadsområdet viser, at det Nordlige Recipientsystem er i fare for ikke at kunne opfylde kravet om reduktion inden for tidsrammen (Jacobsen et al. 2006). Da kravet sandsynligvis ikke kan opfyldes inden 2015, skal der søges om udsættelse af fristen for opfyldelse af målsætningen. Denne udsættelse gør, at der kan sættes ind med en mere langvarig kloak- og sørestaurering med det mål at reducere den nuværende næringsstofbelastning kraftigt, og søge at ændre søernes økosystemer via biomanipulation.

I det følgende afsnit vil jeg kort introducere det nordlige recipientsystem

Det Nordlige recipientsystem

Som de fleste danske søer og vandløb er det Nordlige recipientsystem næringsstofbelastet (Michelsen et al. 2004). Det Nordlige Recipientsystem består af vandløbene Fæstningskanalen, Nordkanalen og Søborghus Rende, samt søerne Utterslev Mose og Emdrup Sø (placeret i det

nordlige København, se eventuelt kort i appendiks 1). Fra disse løber vandet til Københavns indre søer (Skt. Jørgens sø, Peblinge sø og Sortedams sø) og en række andre mindre søer i København.

Målsætninger for det nordlige recipientsystem

Søerne i det Nordlige Recipientsystem har målsætning B i vandmiljøplanen (se appendiks), hvilket vil sige, at man bør tilstræbe en sommermiddel koncentration af totalfosfor på 0,06-0,1 mg l⁻¹ og en sommermiddel sigtedybde på over 1 meter. Utterslev Mose skal have en sommermiddel-koncentration i totalfosfor på under 0,06 mg l⁻¹ og sommermiddel sigtedybde på over 1 meter (Regionplan 2005: 201+327+338). Søerne skal yderligere have et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv, hvilket beskrives som ”Søer, hvor udledningen af forurenende stoffer og andre kulturbetingede påvirkninger ikke eller kun svagt påvirker det naturlige dyre- og planteliv” (Regionplan 2005: 201). I afsnit 4 uddybes målsætningerne.

Hvis totalfosforindholdet i Utterslev Mose skal reduceres til 0,06 mg l⁻¹, skal den eksterne og interne belastning reduceres med over 80% i forhold til den nuværende belastning (Michelsen et al. 2004). Dette kan nås gennem en kombineret udbygning af kloaknet og ved aluminiumsbehandling. Denne indsats burde kunne resultere i en øget bottom up-kontrol af fytoplanktonsamfundet (via øget næringsstofbegrænsning). Herefter kan der indsættes med biomanipulation gennem opfiskning af karpefisk, der kan resultere i en styrket top down-kontrol af fytoplankton. Hvis opfiskning ikke skal gentages med års mellemrum, skal der desuden opbygges en bestand af rovfisk, der kan forårsage/ fastholde en stærk top down-kontrol på fødenettet gennem en kaskadeeffekt. Når rovfiskebestanden øges, reduceres bestanden af karpefisk, mens zooplanktonmængden øges og fytoplanktonmængden reduceres. Derved kan der opnås en mere klarvandet tilstand, som menes at være nærmere den tilstand, Danmarks søer havde før den kraftige menneskeskabte udledning af næringsstoffer (Søndergaard 2007).

Denne tilstand er kernen i målsætningen for søernes liv, idet "et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv" (Miljømålsloven 2006) defineres som "god økologisk status karakteriseret ved en tilstand der kun i ringe grad afviger fra den upåvirkede tilstand (referencetilstand)" (Søndergaard 2007: 47). At opstille nuværende tilstand og referencetilstand for den enkelte sø er vanskeligt, blandt andet fordi det i høj grad er et spørgsmål om at definere et tidspunkt for referencetilstanden. I skrivende stund arbejder Danmarks Miljøundersøgelser på at lave en række redskaber til ensartet bestemmelse og implementering (Søndergaard 2007). Indtil disse redskaber er udarbejdet, fortsættes der med at

opfylde de mere enkle kvalitetskrav om søens sigtedybde og fosforindhold, idet opfyldelsen af disse krav bringer søens tilstand nærmere målsætningen.

Ekstern næringsstofbelastning af det Nordlige Recipientsystem

Den eksterne næringsstofbelastning af det Nordlige Recipientsystem sker primært via oppumpet vand fra Harestrup Å og overløbshændelser, hvor regnvand blandes med kloakvand, der tilføres systemet. Overløbshændelser er et udtryk for overbelastning af kloaknettet ved kraftig nedbør, idet kloaknettet og rensningsanlæggets fældningsbassiner ikke er dimensioneret til at modtage de store mængder vand, der kan forekomme ved meget kraftig nedbør.

Antallet og størrelsen af overløbshændelser kan mindskes ved at udbygge kloaknettet og/ eller bygge fældningsbassiner på rensningsanlæg, så de bliver proportioneret til at modtage de store mængder vand forbundet med kraftige regnfald (Michelsen et al. 2004). At gøre dette er dog forbundet med væsentlige udgifter, og alternative løsninger er derfor ønskelige. En alternativ metode er at lave bassiner på overløbsstrengen før tilløbet til recipienten, hvor POM kan udfælde og frit fosfor kan bindes af vandplanter. Dette kan reducere udledningen, men selvfølgelig ikke fjerne den helt (Gabriel et al. 2006b).

Intern næringsstofbelastning af det Nordlige Recipientsystem

Begrænsning af den eksterne næringsstoftilførsel vil formentligt ikke alene være tilstrækkeligt til at forbedre vandkvaliteten i systemet, idet der ses en kraftig intern næringsstoftilførsel fra især Fæstningskanalens og Utterslev Moses sedimenter. Denne interne belastning ses især i form af en kraftig fosforfrigivelse fra sedimentet til vandet i sommermånederne (Michelsen et al. 2004, Gervin et al. 2004).

For at kunne planlægge en række indgreb på basis af bottom up: top down og kaskadeteori, for derigennem at kunne opfylde målsætningen, er det nødvendigt at kortlægge forureningskilderne samt søens kemiske, biologiske og fysiske tilstand. Når disse parametre er opgjort, er det muligt at se, hvor der skal laves en indsats.

Problemformulering for specialet

Hvorledes er det muligt at reducere den interne og eksterne næringsstofbelastning til det Nordlige Recipientsystem samt udføre biomanipulation, således at Utterslev Mose kan nå sin målsætning?

Målsætningen for Utterslev Mose er, at søens vand har en gennemsnitlig sommer-koncentration af total-P på $0,06 \text{ mg l}^{-1}$ og en sigtedybde på over 1 meter. Desuden skal søen have et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv.

Metode til besvarelse af problemformulering

Dette speciale er opdelt i to hovedområder. Første del sigter på at lave en oversigt over økosystemet i den lavvandede sø, vurdere kilder til næringsstofbelastning og opstille metoder til klassificering af søer i forhold til næringsstofbelastning. Dernæst gennemgås metoder til sørestaurering og eksempler på deres anvendelse i lavvandede søer i Danmark. Hensigten med første del er at belyse grundlaget for opstilling af en sørestaureringsstrategi i anden del.

I anden del søges at udvælge metoder til sørestaureringsstrategien. Udvælgelsen af metoder til reduktion af intern og ekstern belastning samt biomanipulation vil ske ud fra en beregning af hvilke metoder, der inden for en ti-årig ramme kan ventes at opfylde målsætningen på en økonomisk forsvarlig måde.

- Der beregnes og vurderes hvilke restaureringsmetoder, der kan anvendes til at opfylde fosformålsætningen.
- På baggrund af økonomiske redskaber til vurdering af omkostninger ved sørestaurering, beregnes de anslåede udgifter forbundet med brug af de valgte sørestaurerings-metoder.
- Muligheden for at opnå målsætningens krav om naturligt og alsidigt dyreliv kan ikke beregnes direkte, men søges vurderet på baggrund af overslagsberegninger og erfaringer fra tidligere projektet i ind- og udland og litteraturoplysninger.

Målgruppe for specialet

Målgruppen for specialet er Københavns Kommune, Gladsaxe Kommune og Gentofte Kommune. Årsagen til dette valg af målgruppe er, at disse kommuner er ansvarlige for at målsætning for Utterslev Mose opnås inden for den givne tidsramme.

Formålet med specialet er således at præsentere en strategi for restaurering af Utterslev Mose, der både har en realistisk økonomisk ramme, og på forsvarlig vis kan opnå målsætningen.

Ramme for besvarelse af problemformulering

Specialets anden del har fokus på brug af eksisterende fosfor-, vand- og biologiske data, der kan give grundlag for sørestaurering af Utterslev Mose, Fæstningskanalen og Nordkanalen. Da det primære mål for restaurering er Utterslev Mose, er fokus for specialet sørestaurering og i mindre grad vandløbsrestaurering.

Datagrundlaget for Nordkanalen udgøres primært af bearbejdede data præsenteret i Michelsen et al. 2004 og Ingerslev et al. 2006. Datagrundlaget for Fæstningskanalen udgøres dels af rådata, dels af bearbejdede data fra Michelsen et al. 2004, Ingerslev et al. 2001 og Gervin et al. 2004. Datagrundlaget for Utterslev Mose udgøres både af rådata og af bearbejdede data præsenteret i Michelsen et al. 2004 og Gervin et al. 2003, 2004 og 2005.

Specialets anden del ligger på mange måder i forlængelse af Vandområdeplanen for Fæstningskanalen, Utterslev Mose, Nordkanalen, Søborghus Rende og Emdrup Sø (Michelsen et al. 2004). Ud over at beskrive disse systemer opstiller forfatterne også i grove træk udgifterne til sørestaurering af vandlegemerne. Disse udgifter betragtes som den acceptable økonomiske ramme for sørestaureringen (Michelsen et al. 2004).

På baggrund af min restaureringsstrategi opstilles et alternativt budget. Beregning af udgifter forbundet med min sørestaureringsstrategi udføres på baggrund af redskaberne opstillet i kilden H¹ et al. 2006, i appendiks 11 ses en oversigt over disse redskaber.

Beregninger og vurderinger fremsat i dette speciale er hovedsageligt egne og deles ikke nødvendigvis af Orbicon. Orbicon kan således ikke gøres ansvarlige for beregninger og vurderinger fremsat i dette speciale.

¹ I denne kilde er der kun angivet initialer på forfattere. Det har ikke været muligt at skaffe forfatternes fulde navne.

1: Økosystemet i den lille lavvandede fosforbelastede sø

Søens økosystem er komplekst og en fyldestgørende beskrivelse af alle systemets faktorer og påvirkninger ligger uden for dette speciales rammer. Der er her fokuseret på biologi, fosfor og fysiske faktorer, der er relevante i forhold til beskrivelse og restaurering af Utterslev Mose.

Først laves en kort oversigt over søtypens udseende og dens fremherskende organismer, derefter beskrives hvorledes fosforbelastning og søens sigtedybde hænger sammen, til sidst beskrives mere konkret, hvorledes samspillet mellem søens mulige organismer kan resultere i enten overordnet god eller overordnet dårlig økologisk kvalitet.

1.1 Fysiske forhold og fødenet

Søtypen der gennemgås her, er lavvandede, relativt små og relativt vindeksponerede, derfor opstår der kun sjældent lagdeling af søens vand gennem hele sommeren. I stedet ses en mere glidende overgang i temperatur, ilt og næring ned gennem vandsøjlen året rundt. Dog kan der opstå lagdeling i søernes dybeste dele i varme, vindstille sommerperioder (Sand-Jensen & Lindegaard 2004). Generelt er lavvandede, små søer mere artsfattige end dybe, store søer. Desuden falder den samlede artsdiversitet med eutrofieringsgraden (Jeppesen et al. 2000), hvilket resulterer i, at den lille lavtvandede, eutrofierede sø ofte domineres af få arter.

Den lavvandede danske sø modtager nyt vand i form af grundvand, direkte nedbør, afstrømning fra oplandet og ofte fra tilløb. Afstrømning fra oplandet og overløbshændelser i byområder tilfører ud over vand en række næringsstoffer, tungmetaller, olier og colibakterier. Colibakterier fra overløbshændelser kan medføre sygdomsspredning, mens tungmetaller og olier gør, at søernes sediment skal renses før deponering (Ingerslev et al. 2006). Tungmetallerne kan desuden opkoncentreres gennem søens fødenet.

I landområder er det største problem tilførsel af næringsstoffer via afstrømning fra gødet opland. Den eksterne næringsstofbelastning er dog faldet meget de sidste 30 år. I 27 overvågningssøer er belastningen alene i perioden fra start 1990'erne til starten af 2000 halveret fra $0,18 \text{ mg P l}^{-2}$ til $0,09 \text{ mg P l}^{-2}$. Total fosfor i samme søer i den periode er dog kun faldet fra $0,17 \text{ mg P l}^{-2}$ til $0,11 \text{ mg P l}^{-2}$, hvilket primært skyldes den interne fosforbelastning fra sediment. Fosfor fra sediment er således den primære kilde til fosforbelastning af danske søer og kilde til fosfor for søens primærproducenter (Søndergaard 2007).

Hvis den lille, lavvandede eutrofe sø har klart vand, kan fotoautotrofe primærproducenter lave fotosyntese i hele sødybden, mens der ved uklart vand primært foregår fotosyntese i sigtedybden og respiration i dybere vandlag. Ved fotosyntese bindes uorganiske næringsstoffer som organisk materiale. På denne måde bindes fosfor til primærproducenten og bevæger sig videre gennem fødenettet via organismers græsning og prædation. Af fotoautotrofe organismer er fytoplankton og makrofytter de vigtigste primærproducenter. Den littorale zone er ofte tæt bevokset af tagrør, mens det åbne vand domineres af fytoplankton eller submerse makrofytter. Submerse makrofytter i næringsrigt vand er højt voksende arter, der kan konkurrere med fytoplankton om lyset. Arter inden for slægten vandaks og vandpest er de mest fremherskende i danske søer (Sand-Jensen & Lindegaard 2004).

Der findes en række forskellige fytoplankton arter, hvor grønalger, kiselalger og blågrønalger er mest talrige i næringsrige søer. Her er fokus på blå-grøn alger (cyanobakterier), der dominerer, når fosfor er den største kilde til eutrofiering. Dette skyldes, at den meget høje fosformængde i vandet giver den kvælstofsfikserende cyanobakterie en vækstfordel i forhold til andre fytoplankton.

Cyanobakterier er en mikroalge (>35 mikrometer), der kan migrere vertikalt i vandsøjlen ved at lave luftvakuoler. Typisk bevæger de sig mod bunden om natten og overfladen i dagtimerne.

Cyanobakterier er i stand til at danne kolonier. I massive forekomster kaldes kolonierne vandblomst, og kan kendes ved, at søoverfladen i områder bliver grøn (Sand-Jensen & Lindegaard 2004).

Fytoplankton fungerer som fødegrundlag for visse zooplankton i pelagiet. Der findes både mikro- og makrozooplankton. Mikrozooplankton udgøres af amøber, ciliater og hjuldyr (rotiferer), der primært lever af bakterier. Makrozooplankton udgøres af glasmyg, vandlopper (Copepoda) og dafnier (Cladocera). Disse græsser enten bakterier eller fytoplankton eller præderer på andre zooplankton. Fokus er her på de store dafnier (*Daphnia spp*) idet de er de primære fytoplankton-græssere og er i stand til at græsse cyanobakterier på trods af disses forsvarsmekanismer.

Cyanobakterier kan udskille giftstoffer, der får mange zooplankton til at undgå at græsse på dem. Når cyanobakterier danner kolonier, besværes zooplanktons prædation yderligere og derved nedsættes græsningstrykket (Sand-Jensen & Lindegaard 2004).

Daphnia spp præderes af fiskeyngel, voksne skaller og brasen. Yngel af disse karpefisk præderes af aborrer og gedder. Gedderne er også i stand til at prædere ældre karpefisk. Karpefisk og aborrer spiser i stor udstrækning også bentiske invertebrater. Bentiske invertebrater lever af bakterier og andre mikroorganismer. I den næringsrige sø lever især bentiske invertebrater, der kan tolerere lave

iltkoncentrationer. Bøsteormen *Potamothrix hammoniensis* kan fungere normalt ved iltkoncentrationer ned til 10% iltmætning pga hæmoglobin i lymfen, og kan i dvaletilstand klare anaerobe forhold i op til et halvt år. *Potamothrix hammoniensis* lever i sedimentgange, hvor den filtrerer vandet for bakterier og andre mikroorganismer. Bakterier og andre mikroorganismer lever af partikulært organisk materiale (POM) der består af allochtont og autochtont materiale. Allochtont materiale (blade og POM fra tilløb) overgår til sedimentpuljen sammen med autochtont materiale (nedfaldende døde fytoplankton, zooplankton og fiskefæces). I vandet over sedimentet kan der i sommerperioden opstå lave iltkoncentrationer, da det næringsrige sediment giver mulighed for høj bakteriell nedbrydningsaktivitet. Den bakterielle nedbrydning frigiver en del af den sedimentbundne fosfor til vandfasen igen (mineralisering) og fosforcyklus gennem søens organismer kan fortsætte og fastholder søen i den næringsrige tilstand (Sand-Jensen & Lindegaard 2004).

1.2: Klassificering af søens tilstand

For at kunne karakterisere en søs belastningsgrad skelner man mellem oligotrofe, mesotrofe, eutrofe og hyper eutrofe søer. Søers eutrofieringsgrad udtrykkes i tabel 1.0 som en kombination af vandets fosforkoncentration og sigtedybde, hvor sigtedybde er et udtryk for vandets fytoplanktonkoncentration. Tabellen er lavet på basis af en række søer i Europa, der skelnes ikke mellem lave og dybe søer (Rast & Thornton 2005).

Tabel 1.0. Næringsstofniveauer i søer (Rast & Thornton 2005)

Eutrofierings-niveau	Total fosfor (mg PL ⁻¹)	Sigtedybde (m)
Oligotrof	0,0030-0,0177	5,4-28,3
Mesotrof	0,0109-0,0956	1,5-8,1
Eutrof	0,0160-0,3860	0,8-0,7
Hyper eutrof	0,75-1,2	0,4-0,5

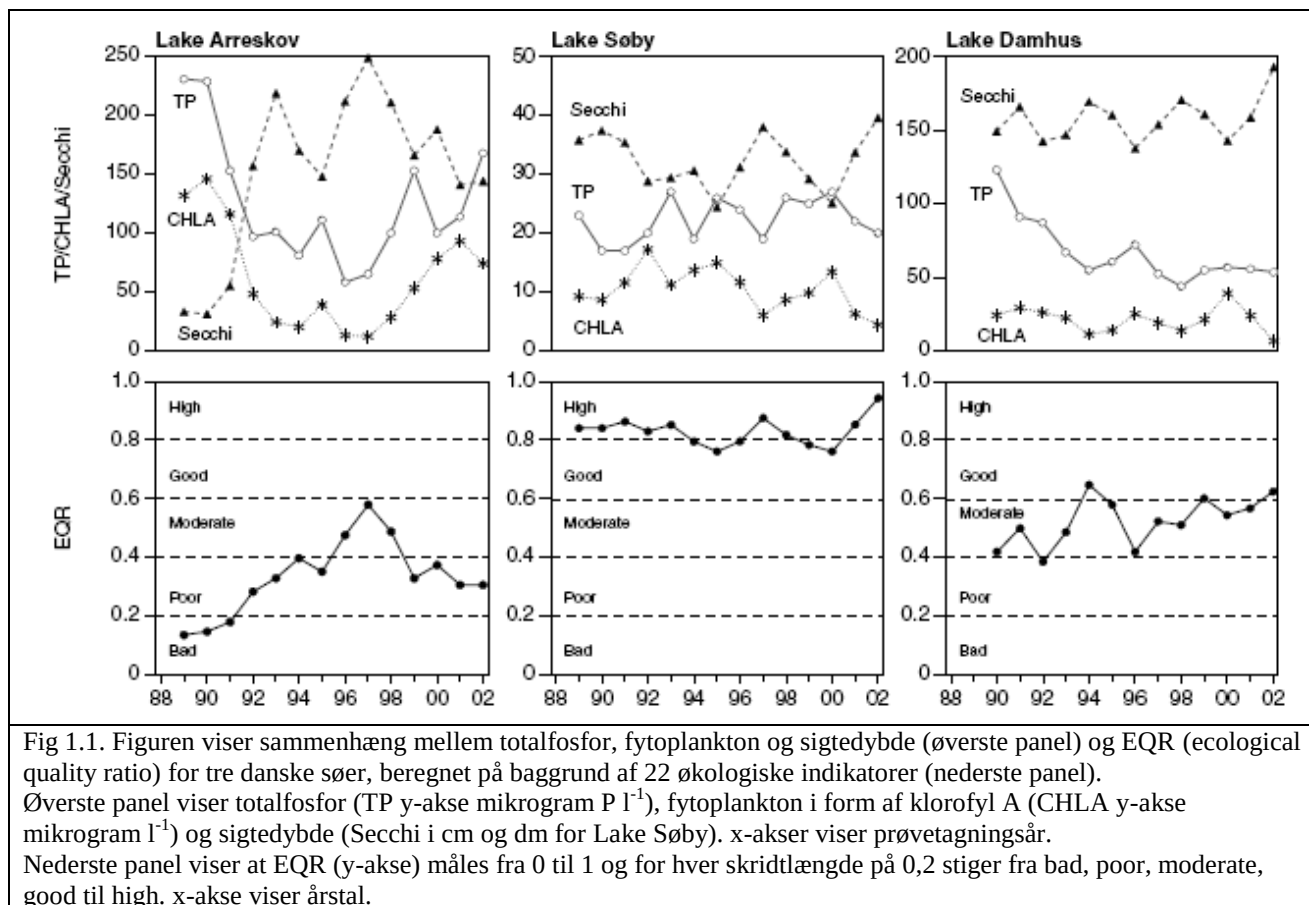
Tabel 1.1. Næringsstofsniveauer i lavvandede søer (Søndergaard 2007)

Økologisk kvalitet	Total fosfor (mg PL ⁻¹)
Høj	0-0,025
God	0,025-0,05
Moderat	0,05-0,1
Dårlig	0,1-0,2
Ringe	>0,2

I forbindelse med EU's vandrammedirektiv er der opstillet en ny skala, der udtrykker søers tilstand som værende: bad, poor, moderate, good og high ecological quality. Forholdet for søens økologiske kvalitet (EQR- ecological quality ratio) udregnes ved at dividere observeret værdi med referenceværdien. Resultatet er 0-1 med bad som 0 og high som 1, skridtlængden er 0,2. I vandrammedirektivet er der dog ikke præcist formuleret, hvorledes observeret værdi og referenceværdi skal beregnes (Søndergaard 2007). Da de lavvandede danske søer skulle klassificeres,

forsøgte man først at klassificere søernes økologiske kvalitet ud fra deres fosforindhold (Søndergaard 2007).

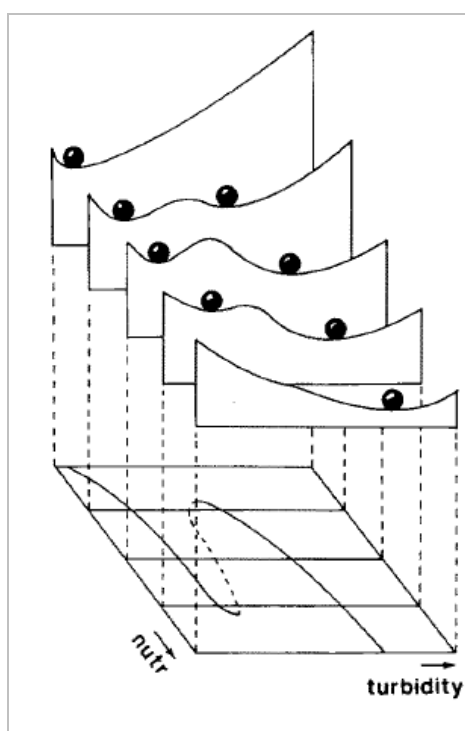
Det har dog vist sig, at klassificering af økologisk kvalitet alene på grundlag af fosfor er problematisk, idet der kommer stort overlap mellem de forskellige kategorier. Derfor er der blevet opstillet et nyt system, der tager udgangspunkt i fosfor, sigtedybde og 22 økologiske indikatorer, deriblandt de følgende: fytoplankton, zooplankton, fisk, vandkemi og to indikatorer fra undervandsplanter (Søndergaard 2007). Forholdet mellem disse faktorer bestemmer søens økologisk kvalitet (EQR). EQR giver et godt billede af søens tilstand (se figur 1.1 og tabel 1.1). EQR er en beregningsmetode af høj kvalitet, men den er ikke uproblematisk. Både kvaliteten og problematikken ved metoden skyldes, at det kræver data fra 22 økologiske indikatorer over en årrække, hvis man skal kunne bruge EQR til at sige noget om udvikling af søens tilstand. Jo flere indikatorer der kan medtages, jo mere præcist kan man bestemme søens økologiske kvalitet.



Hvis data ikke er tilgængelige til at lave EQR, er data på sigtedybde, fosfor og fytoplankton gode indikatorer på søens økologiske kvalitet (se fig 1.0). Sigtedybden er ofte betinget af fytoplanktonkoncentration, hvilket er grunden til, at man tidligere primært så på fosfor og

sigtedybde (tabel 1.0). Som det ses på tabel 1.0, er der overlap mellem de forskellige klassificeringer, hvilket skyldes, at en sø ved et bestemt fosforniveau kan have forskellige økologiske kvaliteter og derved optræde både som uklar og klar.

Dette overlap ses på figur 1.2. Figuren illustrerer skift fra klar sø til uklar sø. Figurens fem kurver kunne samtidigt repræsentere de fem tilstande: Høj, god, moderat, dårlig og ringe økologisk tilstand. Kuglerne på figurens kurver viser, at ved lavt indhold af næring i søen, er klart vand det mest sandsynlige, mens der ved stigende indhold af næring er stigende sandsynlighed for uklart vand. Hver kurve med tilhørende kugler viser to tilstandsformer for søvand, klar og uklar. Grafen under kurverne følger kuglerne, hvor venstre linje følger kuglerne til venstre og viser klart vand på trods af stigende næringsindhold i vandet, den stiplede linje i midten viser skift fra klart til uklart vand og linjen til højre følger kuglerne til højre. Skift fra klart vand til uklart vand kræver, at der overskrides et potentialebjerg, hvilket på kurverne er vist som en bakke mellem kuglerne.



Figur 1.2 Næring z-akse, turbiditet (faldende sigtedybde) x-akse, y-akse viser sandsynlighed for klar eller uklar sø. Figuren viser sandsynlighed for klar eller uklar sø i forhold til næring i søens vand og søens træghed mod forandring. (Scheffer 1990)

Potentialebjerget repræsenterer søens træghed mod forandring fra klar til uklar tilstand og omvendt. Ved lav næring er potentialebjerget størst ved skift til uklar tilstand, mens potentialebjerget ved høj næring er størst for skift til klart vand. Trægheden mod forandring bevirker, at klarvandede søer kan klare en relativt stor næringsstofsbelastning, før der sker skift til uklart vand. Den eutrofe sø, der

søges restaureret, har ligeledes en træghed, der forhindrer skift tilbage til klarvandstilstand (Scheffer 1990). Denne træghed skyldes interaktionen mellem en række faktorer. Figur 1.2 er baseret på modellering af interaktion mellem følgende faktorer i en lavvandet sø:

- næring
- faldende sigtedybde (turbiditet) som udtryk for fytoplanktonkoncentration
- submerse makrofytter
- zooplankton
- rovfisk
- karpefisk (Scheffer 1990).

Dette er mange af de samme faktorer, som EQR beregnes på baggrund af. Interaktionen mellem disse faktorer bestemmer i vid udstrækning den lavvandede søs økologiske kvalitet og klarhed.

Det Nordlige Recipientsystem befinder sig i en uklar vandtilstand med over $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$. Men tilgængelige data for Utterslev Mose er ikke tilstrækkeligt til at lave EQR.

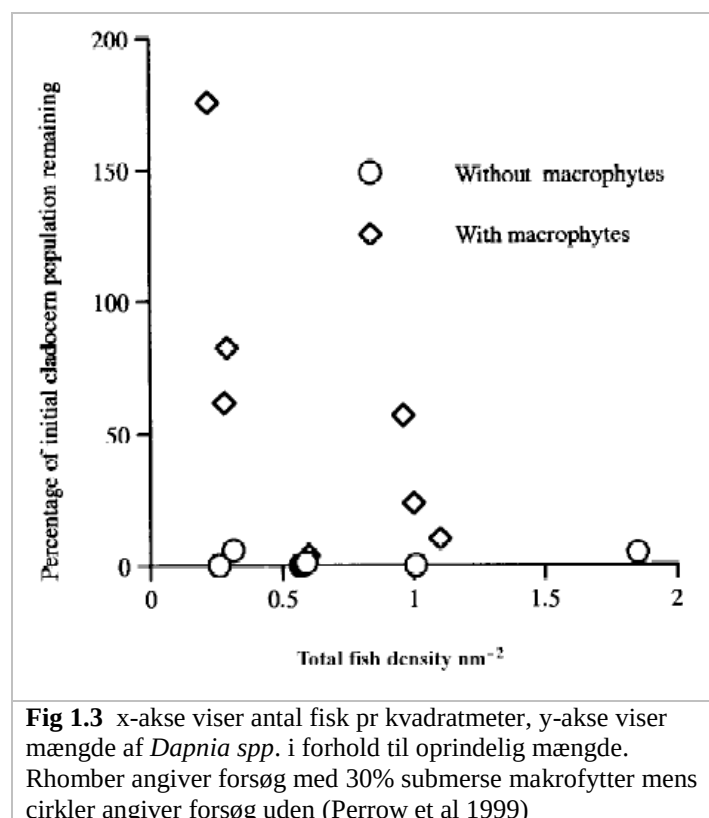
De tilgængelige data er dog tilstrækkelige til at vise de overordnede forhold. Derfor vælger jeg at se på søens tilstand som to klasser: Overordnet god eller dårlig økologisk kvalitet. Overordnet god, dækker: Høj, god og moderat, mens overordnet dårlig, dækker: Moderat, dårlig og ringe. Moderat økologisk kvalitet kan tilhøre begge klasser, idet der her ofte ses skift mellem god og dårlig økologisk kvalitet og skift i fra klart til uklart vand. Ud fra disse to klassificeringer søges det, i de to følgende afsnit, at vise interaktionen mellem fytoplankton, zooplankton, karpefisk, rovfisk, makrofytter, fosfor og sigtedybde.

1.3: Samspil mellem organismer ved overordnet god økologisk kvalitet

Ved overordnet god økologisk kvalitet forstås at søer og vandløbsvand lever op til miljømålsloven om et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv. Overordnet god økologisk kvalitet kan betragtes som klart vand i et overgangsområde mellem oligotrof (høj økologisk kvalitet) og mesotrof til mildt eutrof (god økologisk kvalitet til moderat økologisk kvalitet), hvor vandets totale fosforindhold er i området $0,01\text{-}0,10 \text{ mg l}^{-1}$ (se tabel 1.0 og 1.1). I dette overgangsområde kan fytoplanktonbestanden holdes nede af græsningstrykket fra zooplankton, der ses her en kombineret top down: bottom up-kontrol (McQueen et al. 1989).

En af de vigtigste græssere er den pelagiske zooplankton *Daphnia spp.* Ved til stede værelsen af zooplanktivorous fisk udviser *Daphnia spp.* tidsbetinget horisontal migration: i dagtimerne opholder

de sig i littoralens makrofytvegetation, mens den i nattetimerne græsser fytoplankton i pelagiet. Denne taktik eliminerer ikke prædation fra fisk, men nedsætter den kun, idet flere fisk også kan jage i mørke ved brug af lugte-og sidelinjesansen (Perrow et al 1999). Submerse makrofytter spiller en vigtig rolle for zooplanktons overlevelse ved tilstedeværelsen af predatorer (se fig. 1.3).



Figur 1.3 kan tolkes på følgende vis: Ved fravær af submerse makrofytter er selv en meget lav densitet af zooplanktivorous fisk i stand til at fjerne næsten hele bestanden af *Daphnia spp.*, under eksperimentielle forhold (Perrow et al 1999). Submers makrofytvegetation med en dækningsgrad på 30-40 % af søoverfladen og fiskedensiteter under 0,5 planktivorous fisk pr m^2 tillader tilsyneladende zooplankton at opretholde en bestand på omkring 100%. Ved stigende densitet, indtil lidt over 1 planktivorous fisk pr m^2 , falder de submerse makrofytters beskyttende effekt. Når densiteten overstiger 1 planktivorous fisk pr m^2 , forsvinder den beskyttende effekt helt (Perrow et al 1999).

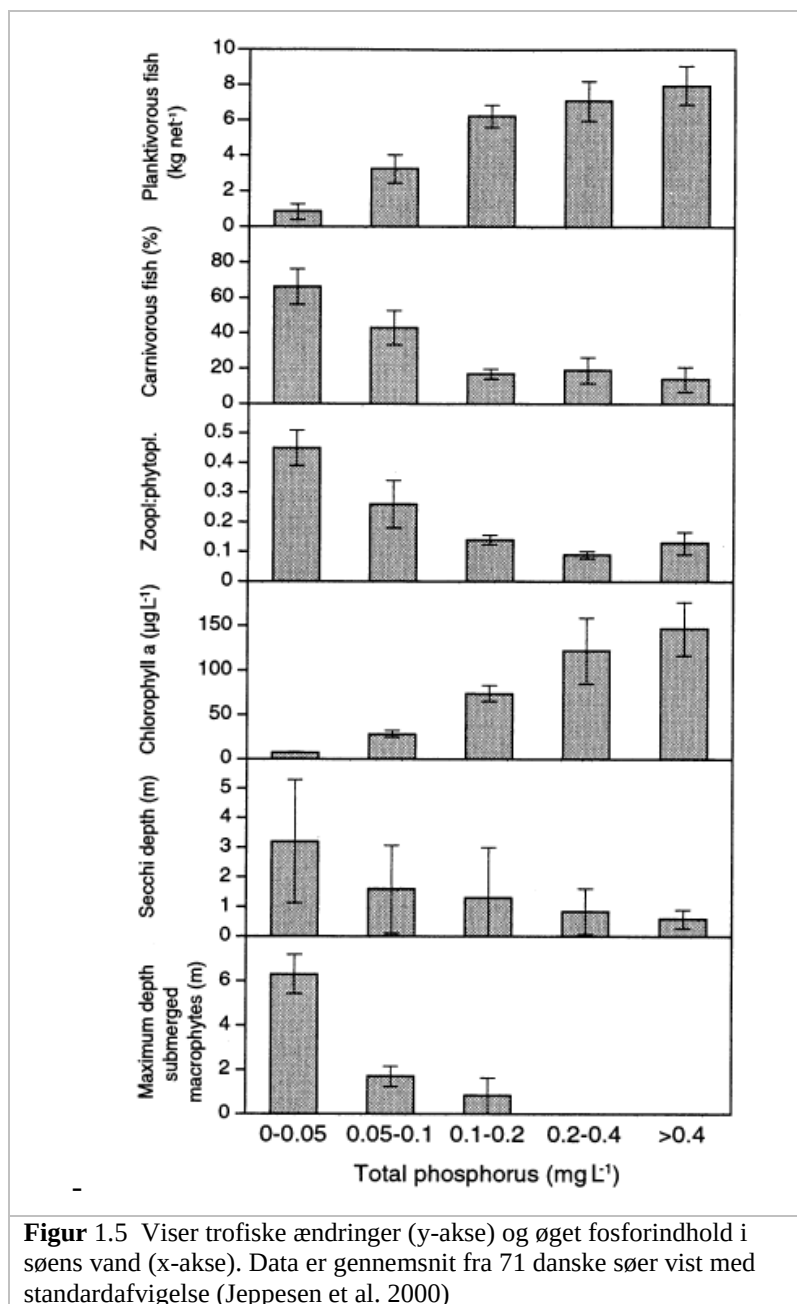
Submers makrofytvegetation tjener samtidigt som habitat for geddeyngel (*Esox lucius*) og aborrengel (*Perca fluviatilis*), hvilket gør at skalleengle (*Rutilus rutilus*) undgår vegetation og jager zooplankton i pelagiet (Perrow et al. 1999).

Forekomsten af submerse makrofytter øger desuden de bentiske invertebraters levområde. Bentiske invertebrater græsser på døde fytoplankton, bakterier, makrofytter og hinanden, og fremstår som alternativ fødekilde til små aborrer, voksne skaller og brasen frem for zooplankton. Submerse makrofytter øger mængden af muslinger og andre filtratorer, som så udfører et græsningstryk på fytoplankton ved at filtrere vandmasserne. Makrofytters rødder tilfører ilt til sedimentet, hvilket gør bakterier i stand til at lave aerob omsætning både på sedimentoverflade og i rodzonen. Ilten gør desuden, at fosfor kan bindes til sedimentets naturligt forekommende jern. Rødderne holder på sedimentet, så der ved storm sker en begrænset resuspension af sediment, og derved en begrænset frigørelse af næringsstoffer fra sedimentet. Røddernes optag af næring sænker desuden den mobile fosforpulje. Submerse makrofytters blade udfører fotosyntese om dagen og konkurrerer med fytoplankton om lyset. Når der er blade i hele sigtedybden, tilføres der ilt i samme dybde som sigtedybden, hvilket er givtigt for især faunaen. Desuden er planter formentligt i stand til at udskille kampstoffer, der bremser fytoplanktonvækst (Perrow 1999, Søndergaard et al. 1999, Wetzel 2002). På grund af den store inter- og intraspecifikke konkurrence får ingen enkeltarter lov til at dominere, hvilket er med til at muliggøre en høj artdiversitet på tværs af dyr, planter og mikroorganismer (Jeppesen et al. 2000). Denne interaktion giver systemet en træghed mod skiftet til uklart vand og dårlig økologisk kvalitet (Hosper et al. 2005).

1.4: Samspil mellem organismer ved overordnet dårlig økologisk kvalitet

Ved overordnet dårlig økologisk kvalitet forstås vand, der er næringsstofsbelastet med over 0,1 mg PI^{-1} (se tabel 1.1), næringsniveauet er altså så højt at bottom up-kontrollen af fytoplankton forsvinder (McQueen et al. 1989). Søens vand er uklart, artsfattigt og opfylder dermed ikke målsætningen. Ved dårlig økologisk kvalitet har eutroficeringsniveauet været så højt, at en hændelse har lavet en forskubbelse i økosystemet, så der er sket et skift fra klart til uklart vand (Scheffer 1990, Hosper et al. 2005). Sandsynligheden for at hændelsen indtræffer, øges med eutroficeringsgraden (se fig 1.2). Hændelsen der forrykker balancen, vil typisk være at forårs fytoplanktonopblomstringen er gået hurtigere end den submerse makrofyttopblomstring. Når dette sker, vil fytoplanktonen absorbere så meget lys, at der sker en stærk væksthæmning af undervandsmakrofytterne (Hosper et al. 2005). Fytoplanktonopblomstringen følges af en tilsvarende opvækst af zooplankton. Dette ville ved lavere næringsstofskoncentrationer føre til et

fald i fytoplanktonmængden, men ved høje koncentrationer af næringsstof reproduceres fytoplankton hurtigere, end de græsses (Wetzel 2001).



Øget fosforindhold er forbundet med en række ændringer i søen. Figur 1.5 viser:

- Hvorledes udbredelsesgraden af submerse makrofytter falder med eutrofieringsgraden for helt at forsvinde ved 0,2-0,4 mg P l⁻¹ (*Maximum depth submerged macrophytes*)
- Fytoplanktonmængden vokser (*Chlorophyll A*)
- Sigtedybden falder (*Secchi depth*)
- Karpefiskbestanden vokser (*planktivorous fish*)

- Mængden af zooplankton falder i forhold til mængden af fytoplankton (*Zoopl: phytopl.*)
- Andelen af den samlede fiskebestand der udgøres af rovfisk, falder (*Carnivorous fish*) (Jeppesen et al. 2000).

Når andelen af rovfisk falder, skyldes det en række faktorer:

- Færre eller ingen submerse makrofytter betyder indskrænkning af habitat,
- Den øgede mængde fytoplankton giver dårligere sigt og derved,
- Bliver det sværere at fange bytte, selvom mængden af karpefisk vokser.

Når rovfiskene ikke er i stand til at kontrollere karpefiskbestanden, vokser denne bestand endnu mere, hvilket øger deres prædation af zooplankton. Prædationen af zooplankton går især ud over store zooplankton som *Daphnia sp.* idet disse repræsenterer en bedre fødekilde end mindre zooplankton (Perrow et al. 1999). Da *Daphnia sp.* er meget effektive græssere, sænkes zooplanktons prædation af fytoplankton, hvilket medfører, at fytoplanktonmængden øges endnu mere. Der ses her, at top down-kontrollen forsvinder (McQueen et al. 1989). Persson 1997 beregner på baggrund af forsøg, at karpefisk fødesøgning og affaldsudskillelse giver en fosforudskillelse svarende til 42% af den interne belastning i en næringsstofsbelastet sø, affaldsudskillelse alene modsvarer 32% af den interne belastning (Persson 1997). Dette øger den tilgængelige næring, så fytoplanktonmængden vokser endnu mere.

Når fytoplanktonmængden vokser, vil der ske en øget grad af selvskygning, hvorfor en større del af fytoplankton vil respirere i dagtimerne. Herved falder iltniveauet i hypolimnion, mens den øverste del af epilimnion er overmættet med ilt. Iltreduktionen i hypolimnion bevirker, at kun benthiske invertebrater, der er tilpasset lave iltniveauer, kan overleve. Der er nu opstået en tydelig gradient i vandmasserne, bundvandet nærmer sig det iltfrie, mens overfladevandet er overiltet. (Wetzel 2001, Søndergaard et al. 1999)

I denne gennemgang har fokus været på fytoplankton og submerse makrofytter som nøgleaktører ved uklart eller klart vand. Eutrofiering kan dog også medføre andre udfald. Makrofytter der har deres blade i overfladen af vandsøjlen, vil kunne udkonkurrere fytoplankton i kampen om lyset og derved give hele søen et grønt plantedække, hvilket giver lige så dårlig økologisk kvalitet, som for meget fytoplankton gør. Klarvandede forhold vil kunne eksistere med benthiske alger i stedet for submerse makrofytter (Søndergaard 2007). Disse forhold og mange andre betyder, at en søs tilstand er kompleks og at de gennemgåede beskrivelser er en forenklet beskrivelse af en kompleks virkelighed.

På trods af de komplekse forhold er det muligt at ændre søens tilstand ved at ændre på dens eksterne belastning, interne belastning og dens økosystem via sørestaurering.

2: Sørestaurering

2.1: Oversigt

Der findes en lang række forskellige kilder til næringsstofbelastning af søer og forskellige metoder til at rense søer. I de følgende afsnit vil der blive fokuseret på kilder og metoder, jeg har vurderet til at have relevans for restaureringen af Utterslev Mose. Gennemgangen har størst fokus på sediment, aluminiumsbehandling og biomanipulation.

2.2: Ekstern belastning

Første skridt i en sørestaurering er at hindre eller stærkt begrænse den eksterne næringsstoftilførsel. Tidligere har der været en stor og ukontrolleret udledning af næringsstoffer fra landbrug, husstande og industri. Med bedre lovgivning omkring spredning af gødning på marker og forbedring af renseanlæg er der sket en stor begrænsning af udledningen af næringsstoffer til søer og åer (Søndergaard et al. 1999).

Der er dog en begrænsning for, hvor meget spildevand rensningsanlæggene kan modtage fra kloaknettet, hvilket skyldes fældningsbassinernes kapacitet, selve hastigheden på rensningsprocessen og dimensionerne på kloakrørene. Nyere anlagte kloaknet fra efter 1960 er separatkloakerede, med regnvand i ét rørsystem og spildevand i et andet rørsystem. Kloaknettet i gamle byer, som København, har fælleskloakering, hvilket vil sige, at regnvand og spildevand løber i samme kloakrør. Dette medfører, at der ved kraftig nedbør er en større spildevandsføring i kloaknettet, end rensningsanlæggene kan modtage, eller at vandmængden i rørene bliver for stor. For at minimere antallet af oversvømmelser, er kloaknettet udstyret med overløbsanlæg, der ved kraftig nedbør fører regnblandet spildevand ud til søer og åer i byområdet. Dette kaldes overløbshændelser, og de er ansvarlige for meget af den eksterne tilførsel af næringsstoffer til bynære søer og åer (Winther et al. 2006)

2.2.1: Restaureringsmetoder: Rensning af overløbsvand

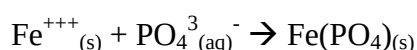
Rensning af overløbsvand kan udføres ved at omkloakere, lave forsinkelsesbassiner eller placere fældningsbassiner før overløb. Fældningsbassiner kan udformes som en sø med mulighed for

fældning af POM og optag af fosfor i planter. Rensning og sedimentation kan desuden ske i lukkede anlæg, eller anlæg med indbygget kemisk fældning, eller anlæg hvor vandet passerer sandfilter. Forsinkelsesbassiner opmagasinerer overløbsvand ved kraftig nedbør og sender det tilbage i kloaknettet, når vandføringen falder (Winther et al. 2006). Tabel 2 i appendiks 11 viser rensningseffektiviteten, befæstet areal er størrelsen af det opland bassinet skal dimensioneres i forhold til. Man kan beregne størrelsen af det befæstede areal på basis af overløbets vandføring ud fra en betragtning om, at aflastningen på et gennemsnitsår er $930 \text{ m}^3 \text{ vand ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (H et al. 2006).

2.3: Intern belastning

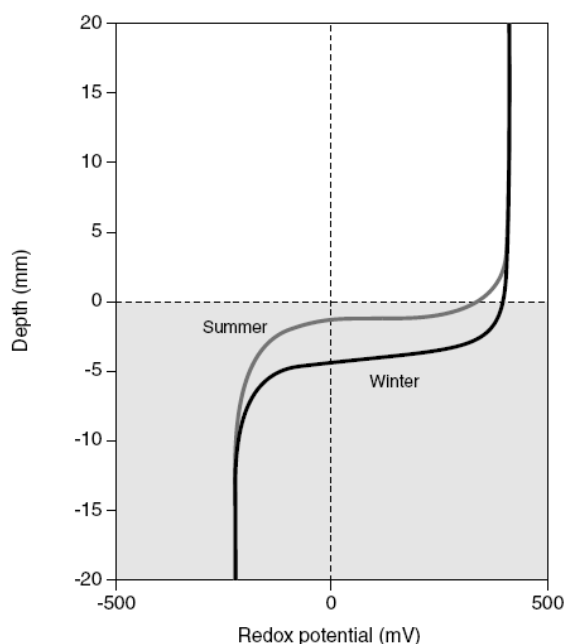
2.3.1: Fosfordynamik i søsediment

Sediment i en sø er opbygget af organisk og uorganisk materiale i form af allochtont og autochtont materiale, der sedimenterer på søens bund. Bundfældet organisk materiale repræsenterer en energikilde for sedimentets mikroorganismer. Mikrobiel nedbrydning er størst, når der er det størst energimæssige udbytte ved nedbrydning. En gren i søens sediment nedbrydes betydeligt langsommere end et blad, der igen nedbrydes langsommere end fytoplankton.. Ved denne nedbrydning forbruges der ilt og frigives overskudsminerale, bl.a. fosfor. Denne proces kaldes mineralisering (Canfield et al. 2005). En del af det tilførte organiske materiale er langsomt nedbrydeligt, hvilket gør, at grene og visse dele af blade begravnes i sedimentet. Dette betyder at ca. 1/3 af det organiske fosfor ikke frigives, men begravnes i sedimentet. Det mineraliserede fosfor kan diffundere til porevandet og videre til vandfasen eller bindes til uorganiske stoffer såsom ler og metaller. Bindingen til jern-III er meget vigtig for sedimentets fosfordynamik (Søndergaard 2007). Jern-III (Fe^{+++}) og orthofosfat (PO_4^{3-}) kompleksbinder i sedimentet under aerobe forhold og gør fosfor utilgængeligt for biologiske processer i vandmasserne.



Reaktionen viser, at jern er tungtopløselig og orthofosfat er letopløstligt, og at kompleksbindingen er tungtopløselig. Jern-III og orthofosfat kan binde i forholdet 1:1, men forholdet mellem jern-III og orthofosfat i sedimentet bestemmer bindingseffektiviteten.. Hvis forholdet er 15 Fe^{+++} til 1 PO_4^{3-} eller over, er bindingseffektiviteten optimal (Søndergaard 2007).

Jern-fosfor kompleksdannelse ses typisk som et få millimeter tykt lyst lag i sedimentets overflade. Dette lag vil ved overskud af jern og ilt kraftigt sænke frigivelsen af fosfor fra sediment til vand. Figur 2.1 viser, hvorledes redoxpotentialen og dermed iltindholdet i sedimentet falder i de øverste millimeter af sedimentoverfladen. Forskellen på vinter og sommer skyldes mikrobiel aktivitet. Når der er rigeligt med næring til stede i sedimentoverfladen, vil den mikrobielle aktivitet øges eksponentielt med temperaturen og dermed øges iltforbruget i sedimentoverfladen.

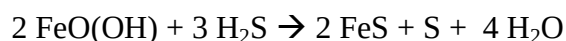


Figur 2.1
Y-akse negativ viser sedimentdybde i mm, x-akse viser redox potentiale, lys kurve er sommer og mørk er vinter. Figuren viser sediment redox potentiale som udtryk for sedimentets mikrobielle aktivitet og iltindhold (Søndergaard 2007).

Det øgede iltforbrug sænker iltniveauet i sedimentet, hvilket mindsker det lag, hvor jern og fosfat er kompleksbundet. I næringsrig sediment på omkring 17°C, vil det mikrobielle iltforbrug være så stort, at der opstår anaerobe forhold i sedimentoverfladen (Jensen & Andersen 1992). Disse anaerobe forhold i sediment opstår især ved lavt indhold i bundvandet (Reitzel et al. 2005). De anaerobe forhold i sedimentoverfladen bevirker, at anaerobe bakterier bruger jern i stedet for ilt som elektronacceptor, derved reduceres jern-III (Fe^{+++}) til jern-II (Fe^{++}) og kan ikke længere kompleksbinde med ortofosfat. Dette medfører øget diffusion af ortofosfat fra sedimentet og derved en stigning af fosfor i bundvandet som funktion af temperaturen (Jensen & Andersen 1992). Man kan observere, at det iltede sedimentlag bliver tyndere for derefter at forsvinde ved stigende temperatur. Indtil ca. 17°C vil der ske en gradvis stigning i bundvandets fosforindhold i forhold til temperaturen. Herefter vil der ske en kraftig stigning, hvorefter niveauet stabiliseres. Hvis denne

stigning ikke observeres, kan det skyldes konstant anaerobe forhold eller et permanent fravær af tilgængeligt jern (Jensen & Andersen 1992).

Fravær af tilgængeligt jern kan være et resultat af længere tid med anaerobe forhold. Anaerobe bakterier bruger andre stoffer som elektronacceptor i stedet for ilt. Forskellige stoffer har forskelligt redoxpotentiale, stoffer med højest redoxpotentiale forbruges først. Ved stor mængde næring og længere tid uden ilt skiftes forskellige anaerobe bakterier til at udnytte de tilgængelige stoffer som elektronacceptor (Se redoxforhold i Canfield et al. 2005: 76). Reduktion af SO_3^{2-} fører til dannelse af H_2S (Canfield et al. 2005: 76). Svovlbrinte (H_2S) og jern-II (Fe^{++}) inducerer udfældning af tungtopløslig jernsulfid (FeS) (Søndergaard 2007)



Jernsulfid ses typisk som en sortfarvning af sedimentet (Jensen & Andersen 1992). Længere tid med anaerobe forhold og fortsat tilførsel af organisk materiale til sedimentlaget kan dermed resultere i, at jernet i søens sediment bindes dybere nede i sedimentet. Hvis aerobe forhold genetableres, vil der kun være en begrænset mængde "fri" jern til rådighed for dannelse af jern-fosfor-kompleksdannelse (Hansen et al. 2003).

Ud over jern til fosfor-ratio, iltforhold, temperatur og mineralisering ved mikrobiel aktivitet påvirkes fosforfrigivelsen også af: Resuspension af sediment, pH, kemisk diffusion, bioturbation, fyttoplankton og makrofyter.

Kemisk diffusion betyder, at der vil ske en diffusion fra områder med høj koncentration mod områder med lav koncentration. I praksis betyder det, at frigivelsesraten fra sediment til vand vil stige med indholdet af fosfor i det øverste aktive sedimentlag (Wetzel 2001).

Resuspension af sediment sker især som følge af vindpåvirkning i lavvandede søer. Resuspension af sedimentet i vandsøjlen øger kontaktfladen mellem sedimentpartikler og vand, hvilket øger diffusion af fosfor. Denne diffusion sker dog kun, hvis vandet ikke har et meget højt indhold af fosfor. Resuspension af sediment under den iltede overflade og resuspension af sediment uden iltet overfladelag er særligt problematisk. Som det ses på fig. 2.1 er det iltede lag meget tyndt, hvilket medfører, at selv en begrænset påvirkning kan medføre fosforfrigivelse. Total fosfor i vandfasen kan øges 5-10 gange ved en påvirkning med resuspension til følge. Ved kontinuerlig resuspension fortsætter frigivelsen, indtil den letbundne pulje er udtømt (Søndergaard et al. 2003). Bioturbation forårsaget af bentiske fisk og invertebrater kan enten øge eller sænke frigivelsesraten af fosfor. Hvis

der sker en resuspension af sedimentet i forbindelse med dyrenes aktivitet, øges frigivelsen. En stor mængde karpefisk kan have drastiske konsekvenser for fosforfrigivelsen. Da voksne karpefisk i store koncentrationer overvejende lever af bentiske invertebrater, f.eks. børsteorm, skaber denne fouragering en kraftig resuspension, der kan udgøre ca. 10% af den samlede fosforfrigivelse fra sedimentet (Persson 1997). Hvis bentiske invertebrater, især muslinger og orme, laver gange i sedimentet, øges kontaktfladen mellem iltet vand og sediment, hvilket medvirker til at sænke fosforfrigivelsen fra sediment til vandsøjlen, fordi jern oxideres og binder fosfor (Søndergaard et al. 2003).

Makrofytter kan via rødder i sedimentet både frigive ilt, der binder fosfor sammen med jern og aktivt optage fosfor og derved sænke frigivelse af fosfor til vandet. Omvendt kan et tykt makrofytteppe på vandoverfladen føre til selvskygning, øget respiration og derved reduktion af vandets iltindhold, hvilket øger sandsynligheden for anaerobe forhold i sedimentoverfladen, hvilket igen stimulerer fosforfrigivelsen fra sedimentet (Søndergaard et al. 2003).

2.3.2: Restaureringsmetode: Opgravning af sediment

Opgravning af sediment er den traditionelle løsning på den interne næringsstofbelastning. I vandhuller og små søer har denne metode vist sig at være forholdsvis effektiv, omend dyr. I større søer har udgifterne ikke modsvaret den økologiske gevinst eller effekten har været minimal. Problemet har været, at udgravning af sediment op gennem vandfasen frigør stor mængde næringsstof, der ellers kun ville have diffunderet langsomt op gennem sedimentet. Et andet problem er, at en delvis opgravning af sediment kun giver minimal effekt, da dybereliggende sedimentlag vil blive eksponeret til vandfasen og derved kunne afgive fosfor (Annadottar et al. 1999).

2.3.3: Restaureringsmetode: Aluminiumsbehandling

Aluminium er det hyppigst naturligt forekommende metal i jordoverfladen og det tredje mest forekommende grundstof efter oxygen og silicium. Metallet har dog ikke megen opmærksomhed i hverdagen, idet dets reaktionsprodukt er meget stabilt. Aluminiumsproduktionen i USA bruger således 5% af landets samlede elektricitetsforbrug (Zumdahl 1998). Aluminiumsbehandling af spildevand har været brugt siden halvfjerdsene, aluminiumsbehandling bruges visse steder i Holland til rensning af drikkevand (Se appendiks 6). Aluminiumsbehandling til rensning af søvand

og hindring af fremtidig fosforfrigivelse fra søens sediment er blevet brugt i ind- og udland siden 1970'erne med varierende resultater. Da aluminium på fri form er giftig for organismer, er det vigtigt, at behandlingen udføres korrekt (Gabriel et al 2007a).

2.3.3.1: Giftvirkning

I modsætning til fosfors kompleksbinding med jern er kompleksbindingen mellem fosfor og aluminium upåvirket af iltkoncentration, men påvirkelig af pH. Hvis pH sænkes under 5, vil der frigives aluminium og PO_4^{-3} til vandsøjlen. Aluminium på fri form er giftig for dyrelivet og derfor uønsket (Hansen et al. 2003). Dyrelivet i søer med lav pH, enten naturligt eller menneskeskabt, er negativt påvirket af den lave pH. Den lave pH er dog kun den indirekte årsag; det har vist sig, at det primært er den naturligt forekommende aluminium i søerne, der påvirker søens fauna (Havas & Rosseland 1995). Den positivt ladede aluminium-ion Al^{3+} har en række toksiske effekter, hvilket især påvirker fiskeyngel, fiskeæg og zooplankton, men også større fisk kan påvirkes med letal effekt. Første skridt er, at aluminiumsionen binder sig til negativt ladede overflader såsom gæller og ægsække. Dernæst trænger ionen ind gennem cellemembranen på en endnu ukendt måde. Inde i cellerne binder aluminiumsionen til en række enzymer i nervesystemet og blokerer deres funktion, hvilket enten medfører adfærdsforstyrrelser eller letal effekt ved tilstrækkelig stor dosis. Effekt og dosis er forskellig fra art til art og fra livsstadie til livsstadie. Det er observeret, at gedder er upåvirkede af Al^{3+} -niveauer, der slår skaller ihjel (Havas & Rosseland 1995).

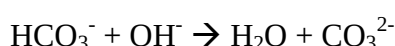
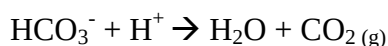
2.3.3.2: Alkalinitet

Når man restaurerer søer ved tilsætning af aluminium, er denne opløst i en saltsyre med pH ca.1 (se appendiks 6). Eftersom der typisk tilføres flere ton opløsning ved en aluminiumsbehandling, er det vigtigt at undgå, at søens pH sænkes. En sådan sænkning kan som regel undgås, idet de danske søer har et højt indhold af kalk.

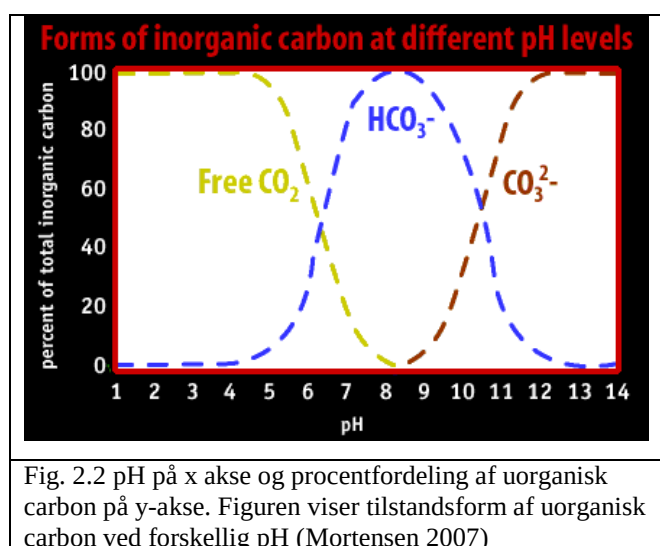
Kalkindholdet stammer fra Danmarks kalkundergrund og er blevet transporteret til overfladen gennem flere istider. Søerne, der siden hen er dannet i dødishuller og andre fordybninger, har fået et højt indhold af kalk, hvilket giver vandet en høj alkalinitet (Rebsdorf et al. 1991). Det er ikke alle vandlegemer i Danmark, der har en høj alkalinitet. Søer i Vestjylland har ikke samme indhold af kalk og derfor ikke samme buffersystem, hvilket gør dem mere påvirkelige over for tilførsel af hydrogenioner (Rebsdorf et al 1991). Generelt siger man, at søer med en alkalinitet under 0,2 meq l⁻¹

¹ er kalkfattige og dem med værdi over er kalkrige. De danske søer er overvejende kalkrige: 90% af dem har mere end 0,2 meq l⁻¹ og en medianværdi på 2,1 meq l⁻¹ (Søndergaard 2007).

Alkaliniteten, i form af HCO₃⁻, virker som et buffersystem, der mindsker pH-udsvingene i søvandet. Ved tilførsel af hydrogenioner sker der en omdannelse af HCO₃⁻, snarere end en pH-ændring. Figur 2.2 viser, at der ved en tilførsel af en syre dannes fri CO₂, mens der ved tilførsel af en base dannes CO₃²⁻



Alkalinitet har enheden milli mol equivalens pr liter vand, mmeq l⁻¹, hvilket referer til hvor mange mol syre vandets HCO₃⁻ er i stand til at neutralisere (Mortensen 2007).



Søens pH og alkalinitet påvirkes også af en mængde andre faktorer end aluminiumsbehandling.

Ændring af hydrogenioner ses blandt andet ses som følge af biologisk aktivitet. Ved fotosyntese i overfladevandets fytoplankton forbruges hydrogenioner, hvilket hæver pH, mens der ved bakteriel respiration i sedimentet ses et fald i pH pga udskillelse af hydrogenioner (Wetzel 2001).

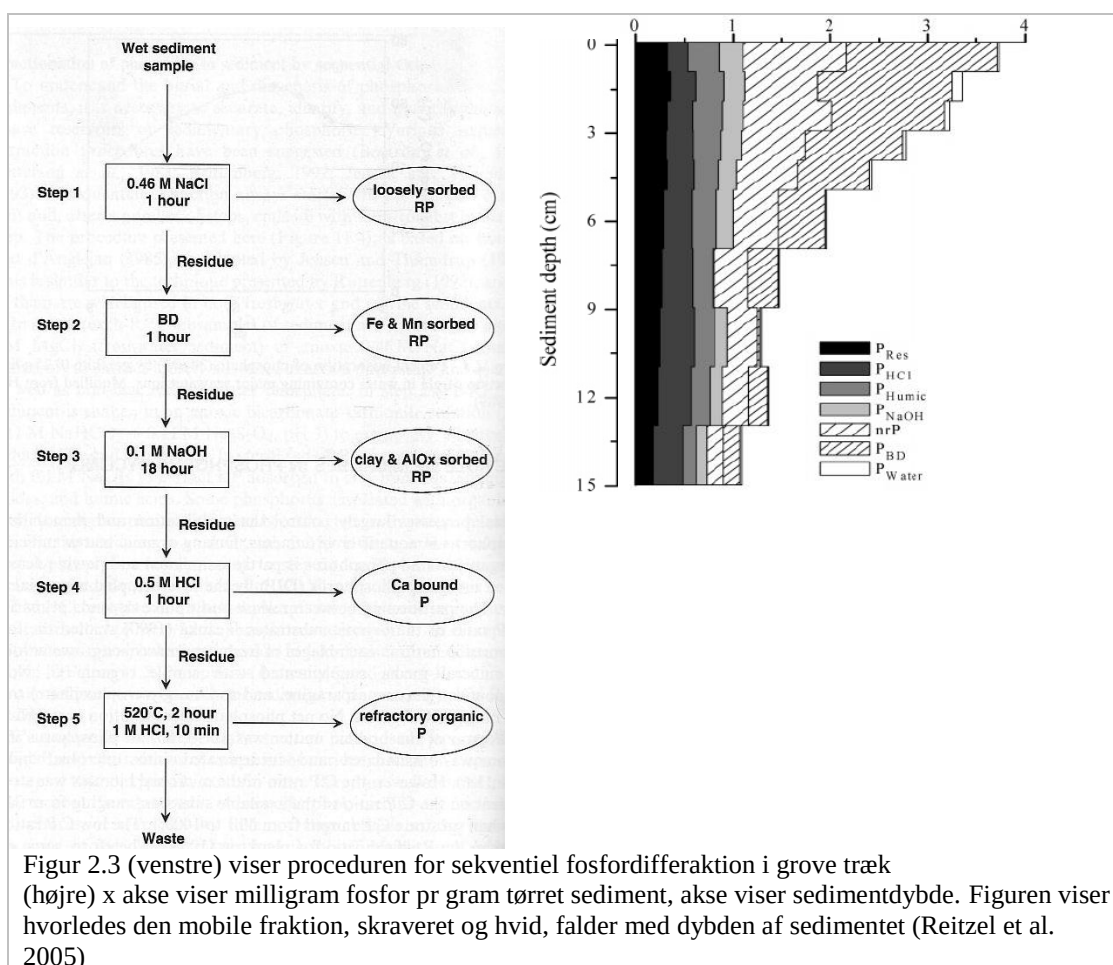
Ved lav pH eller begrænset alkalinitet kan der tilsættes kalk forud for aluminiumsbehandlingen, hvorved pH og alkalinitet hæves (Jørgensen & Gabriel 2000).

2.3.3.3: Aluminiumsbehandling

Først skridt ved aluminiumsbehandling af en sø er at udtage en række søjler fra søens sediment. Søjlerne skæres i skiver med en tykkelse på ca. en cm eller mere, og hver enkelt skive undersøges for fosforindhold via sekventiel differaktion. Ved sekventiel differaktion frigøres bundet fosfor gennem fem skridt (se fig 2.3 venstre). Ved frigørelse forstås, at kompleksbundet eller organisk inkorporeret fosfor laves til orthophosfat. For hvert skridt frigøres der fosfor bundet med forskellige styrker: Først frigøres letbundet og derefter mere stærkt bundet, hvilket også kan ses på typen af tilsatte reaktanter, tid og temperatur. Hansen et al. 2003 viser, at fosfor der kan frigives (mobil fosfor), udgøres af:

- P i porevand,
- P bundet til jern eller mangan og
- P bundet til nemt nedbrydeligt organisk materiale.

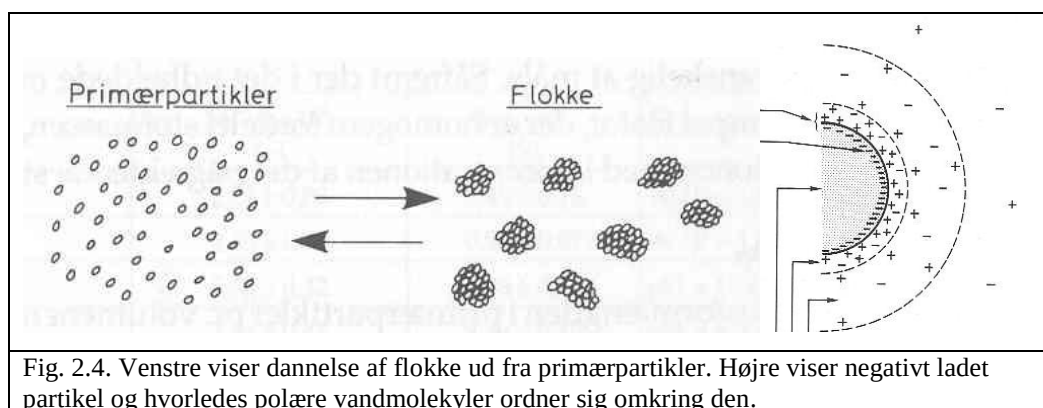
Disse tre P-puljer udgør gennemsnitligt ca. 50% af total P i deres prøver. På figur 2.3 højre ses at indholdet af mobilt fosfor falder med sedimentdybden i deres prøver.



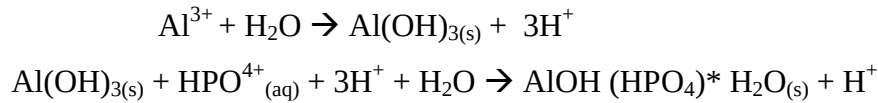
Figur 2.3 (venstre) viser proceduren for sekventiel fosfordifferaktion i grove træk (højre) x akse viser milligram fosfor pr gram tørret sediment, akse viser sedimentdybde. Figuren viser hvorledes den mobile fraktion, skraveret og hvid, falder med dybden af sedimentet (Reitzel et al. 2005)

Ved ratioen Al:mobil P på 4:1, bindes alt mobilt fosfor i sediment under eksperimentelle forhold (Reitzel et al. 2005). Senere undersøgelser, udført af Henning Jensen fra Syddansk Universitet, har dog vist, at forholdet skal være 1:10 for at opnå et varigt resultat (pers. kom. Henning Jensen 2007). Spredning af aluminium foregår fra båd. Båden skal gennemsejle søen på en sådan måde, at fisk har mulighed for at undgå en direkte påvirkning. Dette foregår ved at opdele søen i områder, der behandles et ad gangen og desuden undgå den kystnære zone, hvor behandlingen på grund af det lave vand kan medføre pH-ændring. Aluminiumsmængden doseres på baggrund af sedimentets mobile fosforindhold, typisk 30-60 g aluminiumsprodukt pr. kvadratmeter. Dette pumpes ud til en båd, hvor det blandes i skruevandet. Når pH stiger over 1, sker en udfældning. Sammenblandingen med skruevandet sikrer god flokdannelse. Når aluminiumsprodukt, med pH ca. 1, blandes med søvandet, med pH 7-8 og alkalinitet på ca. 2 mmeql, vil pH i blandingsvandet falde midlertidigt, men stige igen under forbrug af alkalinitet. (Gabriel 2007).

Flokdannelse sker ved udfældning af aluminiumsioner sammenbundet med kolloider indeholdende organisk fosfor og ved binding af frit fosfor med aluminiumsionerne. Kolloider svæver normalt frit i vandsøjlen. Da kolloider er meget små, overstiger de Brownske bevægelser tyngdepåvirkningen. Årsagen til at partiklerne ikke klumper sammen og udfælder under naturlige forhold, er deres negative ladning (se fig. 2.4 højre). De positivt ladede aluminiumsioner neutraliserer den negative ladning, hvorefter kolloiderne klumper sammen og fælder ud som hvidlige flokke (se fig. 2.4 venstre). Flokkene daler ned på sedimentoverfladen, hvor de opblandes med sedimentet i løbet af kort tid..



Udfældningen og kompleksbindingen mellem aluminium og frit fosfor er en kompleks kemisk proces, men kan groft skitseres som følgende.



Disse to reaktionsligninger viser, at i blandingsforholdet 1:1 mellem aluminium og ortofosfat vil begge bindes og der vil være overskud af hydrogen. I virkeligheden er situationen langt mere kompleks. Via udfældningen sker binding til mange andre ioner og partikler end ortofosfat. Heraf er silicium og humic acid ansvarlige for meget af bindingen til aluminium (De vicente et al. submitted). Denne binding til andet end ortofosfat er årsagen til, at der skal spredes i forholdet 1:10 (pers. kom. Henning Jensen)

Hvis en mobil fosforpulje skal bindes i forholdet 1:10, beregnes den udsprede mængde aluminium og pax-14 på følgende vis:

$$M = 1 \text{ mol Al}^{3+} = 26,98 \text{ g}$$

$$M = 1 \text{ mol PO}_4^{3-} = 30,97\text{g} + 4 \cdot 16\text{g} = 94,97 \text{ g}$$

Hvis der skal bindes op til 650 kg P, $m = 6,5 \cdot 10^5 \text{ g}$ fosfor

$$n = m/M = 6,5 \cdot 10^5 \text{ g} / 94,97 \text{ g} = 6,8 \cdot 10^3 \text{ mol PO}_4^{3-}$$

Hvis aluminium skal tilføres i molforholdet 1:10, skal der der tilføres $6,8 \cdot 10^4 \text{ mol Al}^{3+}$

$$m = n \cdot M = 6,8 \cdot 10^4 \text{ mol Al}^{3+} \cdot 26,98 = 1,83 \cdot 10^6 \text{ g Al}^{3+}$$

Aluminium opløsningen pax-14 har 7,2% aluminium, hvilket vil sige, at der skal tilføres

$$100 / 7,2 \cdot 1,83 \cdot 10^6 \text{ g} = 25,42 \text{ ton pax-14}$$

Det er desværre ikke muligt at beregne præcist hvilket fald i alkalinitet, der er forbundet med spredning af pax-14, på grund af de nævnte usikkerhedsfaktorer. Hvis man beregner alkalinitetssænkning på baggrund af saltsyren i pax-14, opnås et estimat af alkalinitetsændringen. Ved spredning af 25,42 ton pax-14 med en pH ca. 1 i et vandlegeme på 82.500.000 l og alkalinitet på 3,571 mmeql l⁻¹ vil der kun sker et midlertidigt pH-fald. Dette kan vises ved at beregne mængden af hydrogenioner der tilføres via pax-14 og ved at beregne faldet i alkaliniteten. Pax-14 indeholder 260g HCl l⁻¹, hvilket vil sige, at den molale koncentration kan beregnes

$$M = 1 \text{ mol HCL} = 1,008 + 35,45 = 36,458 \text{ g}$$

$$c = 260 \text{ g} / 36,458 \text{ g} = 7,13 \text{ M}$$

Densiteten på pax-14 er $1,31 \text{ ton m}^{-3}$, derved indholder 24,42 ton:

$$V = 24,42 / 1,31 = 18,641 \text{ m}^3 = 18.641 \text{ l HCl}$$

Antallet af hydrogenioner beregnes nu via $n = c * V$

$$n_{\text{HCl}} = 7,13 \text{ M} * 18.641 \text{ l} = 132.912 \text{ mol}$$

På basis af alkalinitet og volumen beregnes vandets evne til at buffe

$$3,571 * 10^{-3} * 82.500.000 \text{ l} = 294.608 \text{ mol}$$

Efter tilførsel af 22 ton pax-14 vil alkaliniteten i Fæstningskanalen falde til

$$294.608 \text{ mol} - 132.912 \text{ mol} = 161.696 \text{ mol}$$

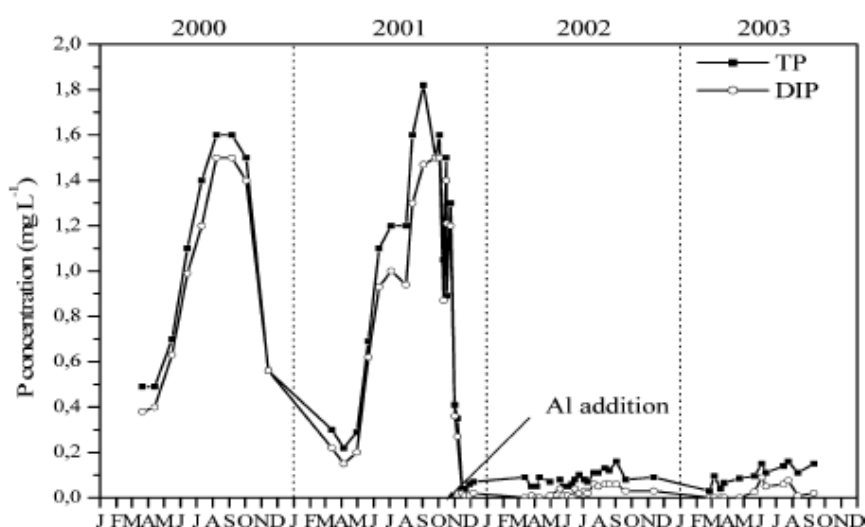
$$\text{alkalinitet} = 161.696 \text{ mol} / 82.500.000 \text{ l} = 1,96 * 10^{-3} = 1,96 \text{ mmeql l}^{-1}$$

Denne reduktion fra 3,571 til 1,96 mmeql l^{-1} viser, at aluminiumsbehandlingen ikke vil sænke pH i kanalens vand, når der først er sket en fuld opblanding

Aluminiumsbehandling viser erfaringsmæssigt at reducere sommerindholdet af ortofosfat i vand til meget lave værdier, Reitzel et al. 2005 får ved tilførsel af aluminium i forholdet 1:4 sommergennemsnit reduceret til ca. 1/10 af før indgrebet og Gabriel et al. 2006 får ved brug af overskud af aluminium reduceret sommergennemsnit endnu mere.

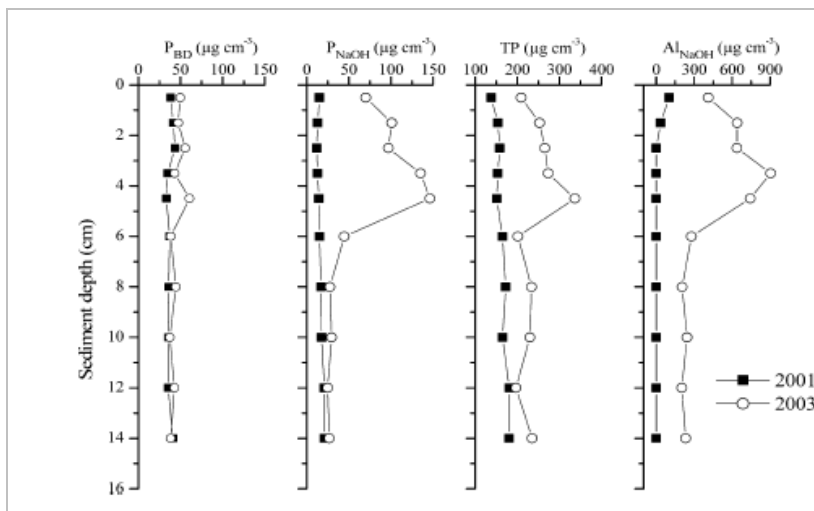
2.3.3.4: Aluminiumsbehandling af Sønderby Sø

På baggrund af sekventiel fosfordifferaktion behandlede Reitzel et al. i 2001 den lavvandede hyper eutrofe Sønderby Sø med aluminiums-sulfat (figur 2.5). Søen blev tilført 31 g Al m⁻², søvandets pH blev ikke påvirket, men alkaliniteten faldt fra 3,2 meq til 2,7 meq. Tilførslen havde ingen negativ effekt på søens fisk, fyto- og zooplankton blev bundfældet ved aluminiumsbehandling, senere undersøgelser viste noget færre zooplankton end før behandlingen



Figur 2.5
x-akse viser tid i år og måneder, y-akse viser fosforkoncentration i søens vand i milligram pr liter. Figuren viser ændring i vandets fosforindhold efter Al tilførsel. (Reitzel et al. 2005)

Figur 2.5 viser, hvorledes vandets indhold af fosfor falder efter aluminiumsbehandling, men figur 2.6 viser sedimentets stigning i fosforindhold i samme periode. Ikke publicerede data fra 2005-2007 viste, at søen vendte tilbage til uklar tilstand, hvilket formentligt skyldes, at den eksterne fosforbelastning ikke blev begrænset stærkt nok (pers. kom. Henning Jensen 2007).



Figur 2.6
X-akse viser fosforfraktion i mikrogram pr kubikcentimeter og y-akse viser sedimentdybde i centimeter. Figuren viser hvorledes den bundne mængde fosfor stiger fra 2001 til 2003 efter aluminiumsbehandling i 2001. (Reitzel et al. 2005)

2.3.3.5: Aluminiumsbehandling og sørestauring af Kollelev Mose

Orbicons sørestauring af Kollelev Mose med blandt andet aluminiumsulfat har vist en blivende sænkning af søvandets fosforindhold. Ekstern næringsstofsbelastning blev sænket kraftigt i form af begrænset andefodring og mindskning i antallet af overløbshændelser. I sommeren 2002 havde vandet et total fosforindhold på ca. $0,55 \text{ mg P l}^{-1}$. I 2003 blev søen behandlet med aluminiumschlorid i overskud (50 g m^{-2}), i forhold til fosfor i sediment, hvilket har medført at fra 2003 til 2006 har sommer total fosforniveauet været under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$, hvilket ses på fig 2.7. Desuden ses stigning i sigtedybde, efter at der i 2004 blev opfisket karpefisk. Der er undervejs blevet udsat aborre yngel og bestanden er vokset. Udplantning af submerse makrofyter er planlagt til at ske i fremtiden (Gabriel et al. 2006a). Fig 2.7 viser altså en forbedring, der har holdt i fire år. Hvorvidt restaureringen er i stand til at fastholde søen i en varig god tilstand, kan først siges med sikkerhed om yderligere en række år.

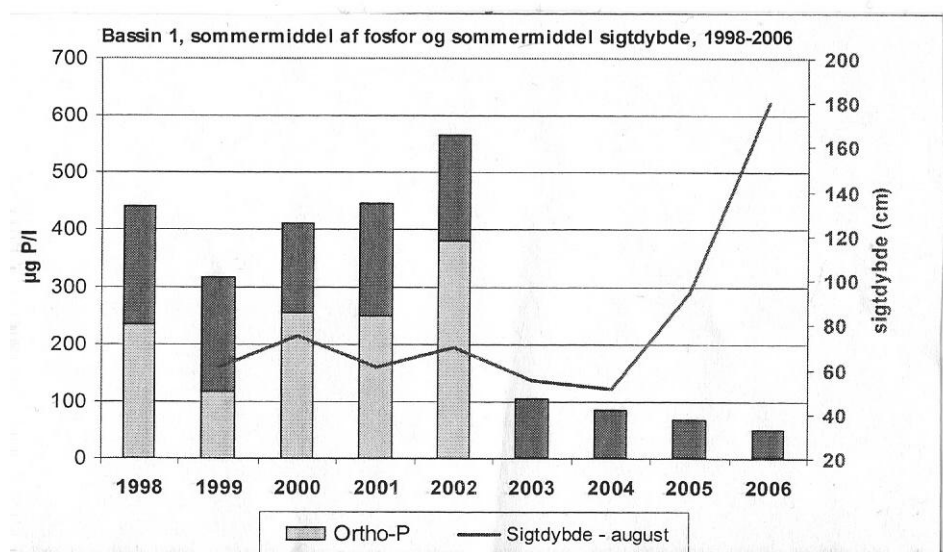


Fig 2.7.

År på x akse, mikrogram fosfor pr liter og sigtedybde på y-akse.

Figuren viser resultat af aluminiumsbehandling i 2003 og opfiskning i 2004 (Gabriel et al. 2006a)

Efter således at have opridset metoder til reduktion af intern belastning, vil jeg i det følgende gennemgå metoder til biomanipulation. Gennemgangen vil indeholde metoder til og eksempler på biomanipulation i Danmark og Holland.

2.4: Økologisk balance: Biomanipulation

Før der sættes ind med biomanipulation, er det vigtigt, at den lavvandede sø kun er lettere eutrofieret med et fosforindhold på maksimum $0,10 \text{ mg l}^{-1}$ (Søndergaard et al. 1998). Sænkning af søvandets indhold af næringsstof gennem sænkning af intern og ekstern næringsstofftilførsel er sjældent nok til at forbedre søens økologisk kvalitet. Dette skyldes søens træghed mod forandring, som vist på figur 1.2, i form af:

- for meget fytoplankton
- for mange karpefisk,
- for få rovfisk, zooplankton og submerse makrofytter.

For at lave om på disse forhold, har man i Danmark udført biomanipulation i en række søer ved at opfiske karpefisk, udsætte rovfisk og udplante submerse makrofytter (Søndergaard et al. 1999). I Holland minder søernes beskaffenhed meget om de danske; de er overvejende lavvandede og eutrofierede. Eutrofieringsniveauet er dog generelt noget højere end i Danmark og søsedimentet er meget ofte af tørveoprindelse (Meijer et al 1999). De mange sammenfald mellem søtyperne gør det oplagt at sammenligne biomanipulationspraksis og resultater mellem disse to lande.

I de følgende afsnit gennemgås biomanipulationspraksis, dernæst sammelignes cases fra Danmark og Holland, til slut vises en oversigt over sørestaurering af lavvandede søer i Danmark.

2.4.1: Biomanipulation – Danmark og Holland

Den mest brugte form for biomanipulation i Danmark og Holland er opfiskning af karpefisk (Meijer et al 1999, Søndergaard et al. 1999). Ved opfiskning af karpefisk er det vigtigt, at næsten hele søens population fiskes op over et begrænset tidsrum. De danske anbefalinger lyder på at opfiske 80-90% over en to-årig periode, hvilket svarer til flere hundrede kg fisk pr. Ha sø (Søndergaard et al. 1999). Opfiskning er typisk blevet udført i august og september, idet årsynglen på det tidspunkt er blevet stor nok til at kunne fanges med net (Jeppesen et al. 2000). Den hollandske anbefaling hedder opfiskning af mindst 75% af karpefiskbestanden i løbet af en vinter (Meijer et al 1999).

Opfiskningen af karpefisk medfører et umiddelbart fald i vandets indhold af fosfor, idet færre fisk dels fører til mindre grad af resuspension af sediment under deres jagt på benthiske invertebrater, svarende til 10% af intern belastning, dels recirkulerer mindre fosfor via nedsat affaldsudskillelse, hvilket kan svare til 32% af intern belastning (Persson 1997). Fosforindholdet i skaller er 2,11% af

tørvægt, hvilket svarer til ca. 0,5% af vådvægt (Dantas & Attayde 2007). Der fjernes altså ca. 5 kg fosfor for hvert ton karpefisk, der fanges.

Hvis opfiskning tager længere tid end to år, vil populationen følge med opfiskningen, forstået på den måde, at nye fisk kommer til lige så hurtigt, som de gamle fiskes op. Hvis der opfiskes mindre end 80%, vil den tilbageværende bestand opformere en ny bestand så hurtigt, at indgrebet vil have begrænset effekt. Selv hvis anbefalingen overholdes, er der risiko for begrænset effekt af indgrebet, hvis der ikke samtidigt sættes ind med andre tiltag (Søndergaard 1999). Data fra både hollandske og danske søer viser, at uanset graden af opfiskning sker der en stigning i karpefiskbestanden i årene efter opfiskningen. Denne bestand stabiliserer sig enten på et lavere niveau end før opfiskningen, eller også vokser den til samme bestand som før (Meijer et al 1999, Søndergaard et al. 1999), afhængigt af om der sker andre ændringer eller ej.

Forsøg med udsætning af rovfisk for at kontrollere karpefiskebestanden har haft blandede resultater. I Danmark har der længe været forsøgt med udsætning af gedder og i mindre omfang aborrer. Gedder er effektive predatorer, der spiser fisk på 2/3 deres egen størrelse. Ved udsætning af gedder har der været udsat 500-3.600 pr. Ha, med en alder på få måneder og længde på 2-6 cm. I udsætningsåret har der været observeret en effekt i form af nedgang i bestanden af skalleeyngel og opgang af zooplankton, året efter har geddebestanden ikke været øget af udsætningen (Søndergaard et al. 1999). Dette skyldes dels at gedderne er kannibaler, så søens eksisterende geddebestand spiser yngelbestanden og dels at der ikke har været udplantet habitat, der kan rumme den øgede bestand. Udsætning af gedder har derfor begrænset effekt på længere sigt (Skov & Nilsson 2007).

I Holland har der ikke været udført samme grad af udsætning af gedder, men også her observeres det, at den naturlige geddebestand ikke har udviklet sig på trods af stor fødetilgængelighed. Årsagen til dette antages at være kannibalisme og mangel på gydepladser i form af undervandsvegetation i det tidlige forår (Meijer et al 1999). I Holland ses der ligeledes mangel på naturligt forekommende store aborrer, hvilket formentligt skyldes, at de små aborrer ikke er kompetitive i forhold til skaller (Meijer et al 1999). Aborrer er zooplanktivorus i ungdomsstadiet og er derfor ikke effektive til at prædere karpefisk før de bliver 10-15 cm. Dette betyder, at de først kan udgøre en effektiv biomanipulationsfaktor på kort sigt, hvis de udsættes efter et års opdræt (Søndergaard et al. 1999). Fordelen ved at udsætte store aborrer er, at disse ikke udviser samme grad af kannibalisme som gedder. Store aborre er dog kun i stand til at udvise top down-kontrol, hvis søen er svagt eutrofieret og ved 20-40 g m⁻³ karpefisk yngel pr. kvadratmeter (Hosper et al. 2005). Efter reduceret intern og ekstern belastning og opfiskning af karpefisk kan store aborrer altså udføre top down-kontrol.

Hvis målsøen ikke har undervandsplanter i mindst 30% af søens areal, vil rovfisk ikke få den habitat- og jagtfordel, de kræver for at kunne prædere karpefiskene. Samtidigt vil zooplankton ikke kunne gemme sig godt nok til at kunne undgå prædation fra karpefisk. Hvis der er en eksisterende frøpulje i søens bundsediment, vil den sænkede næringsstofskoncentration i vandet kunne medføre fremspiring af submerse makrofytter. Dette er dog kun tilfældet, hvis fytoplanktonkoncentrationen er så lav, at der kommer lys til bunden. I tilfælde af manglende lys til bunden eller fravær af frøpulje, kan der sættes ind med udplantning af submerse makrofytter (Søndergaard 1999).

I Holland har erfaringerne vist, at et submers makrofyttdække på over 25% af søens areal sænker algebiomassen (Meijer et al 1999). Udplantning af submerse makrofytter kan ske ved at høste submerse makrofytter fra et lignende habitat, typisk en anden dansk lavvandet sø, og placere de høstede makrofytter på lavt vand med en klump ler rundt om stilken (pers. kom. Thomas Aabling). Efter udplantning er det vigtigt at lave en overdækket indhegning, så især fugle ikke græsser makrofytterne væk (Søndergaard 1999), eller udplante flere tusind makrofytter, så fuglenes græsningstryk ikke er i stand til at fjerne de submerse makrofytter fuldstændigt (pers. kom. Thomas Aabling).

Samlet kan biomanipulation i kombination med andre sørestaureringsmetoder muliggøre renere vand og større biologisk mangfoldighed. Søen vil med god sandsynlighed skifte fra lav økologisk kvalitet til høj økologisk kvalitet, hvis følgende opfyldes via begrænsning af ekstern og intern belastning og biomanipulation:

- Fosforindhold er under $0,1 \text{ mg l}^{-1}$
- sigtedybden tillader etablering af submerse makrofytter
- submerse makrofyttdækket er kommet op på over 30% af søoverfladen
- opfiskningen af karpefisk har resulteret i 0,5 - 1 planktivorous fisk pr m^2
- Udsatte rovfisk er i stand til at udøve et tilstrækkeligt prædationstryk

Dette skyldes, som beskrevet i afsnit 1.3 om god økologisk kvalitet, at submerse makrofytter tjener som refugium for zooplankton og habitat for rovfisk (Perrow et al. 1999). Rovfiskene vil være i stand til at kontrollere bestanden af karpefisk, zooplanktonbestanden vil vokse, når prædationstrykket fra karpefisk bliver mindre og derved vil især store zooplankton som *Daphnia sp.* kunne begrænse fytoplanktonudbredelsen (McQueen et al. 1989).

Bio-manipulationen medfører også en større artsrigdom i søen og nærmiljøet. I søen vil flere submerse makrofyter og bedre iltforhold øget habitat for forskellige mikro- og makroinvertebrater. I nærmiljøet vil der være mulighed for flere vandfugle som ænder, blishøns og svaner, idet vandplanterne tjener som fødekilde for fuglene (Jeppesen et al. 2000).

2.4.1.1: Sørestaurering af Væng Sø

Væng sø er ca 16 ha., har middeldybde på 1,2 m og max dybde på 1,8 m. Den får sin primære vandmængde fra grundvand og vandet har en opholdstid på ca. 17 døgn.

Fra 1980 er spildevandet blevet rensat inden udledning til Væng Sø, og i 1986-1988 blev ca. 50% af karpefiskebestanden opfisket. Dette medførte, at fosforniveauet i søens vand faldt fra over 0,1 til under 0,1. Fytoplanktonkoncentration faldt fra over 100 mikrogram klorofyl per liter til under 50 mikrogram klorofyl per liter. Samtidigt steg tætheden af rovfisk, submerse makrofyter og store dafnier (se fig. 2.8 og 2.9) (Søndergaard et al. 1998). I 1992 skete en række ændringer:

- mængden af skaller steg kraftigt,
- mængden af aborrer steg noget,
- mængden af gedder faldt (fig. 2.9)
- Daphnia forsvandt (fig. 2.8),
- vandets fytoplanktonmængde øgedes
- mængden af submerse makrofyter faldt.

De submerse makrofyter var præget af en skrøbelig monokultur af vandpest, der nogle år næsten forsvinder og andre år næsten dækker søen (Søndergaard et al. 1998). Søens nuværende tilstand er domineret af fytoplankton og karpefisk (Søndergaard 2007).

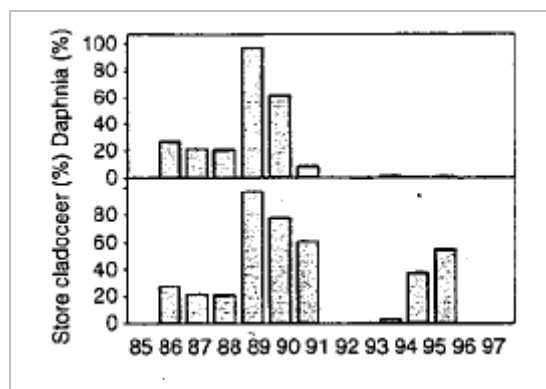


Fig. 2.8 Cladocer bestand ændring efter sørestaurering i 1986-1988 (søndergard et al. 1998)

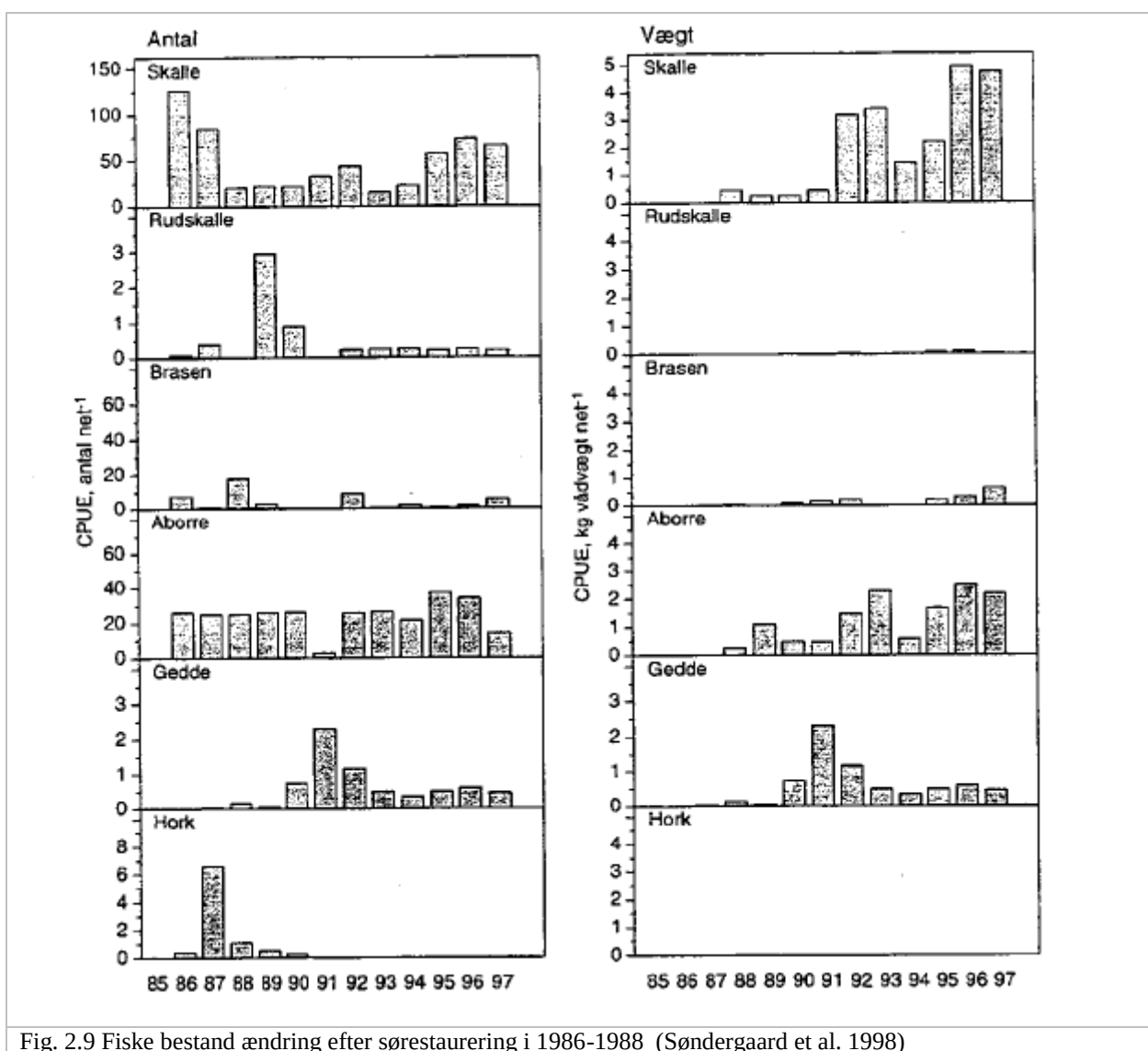
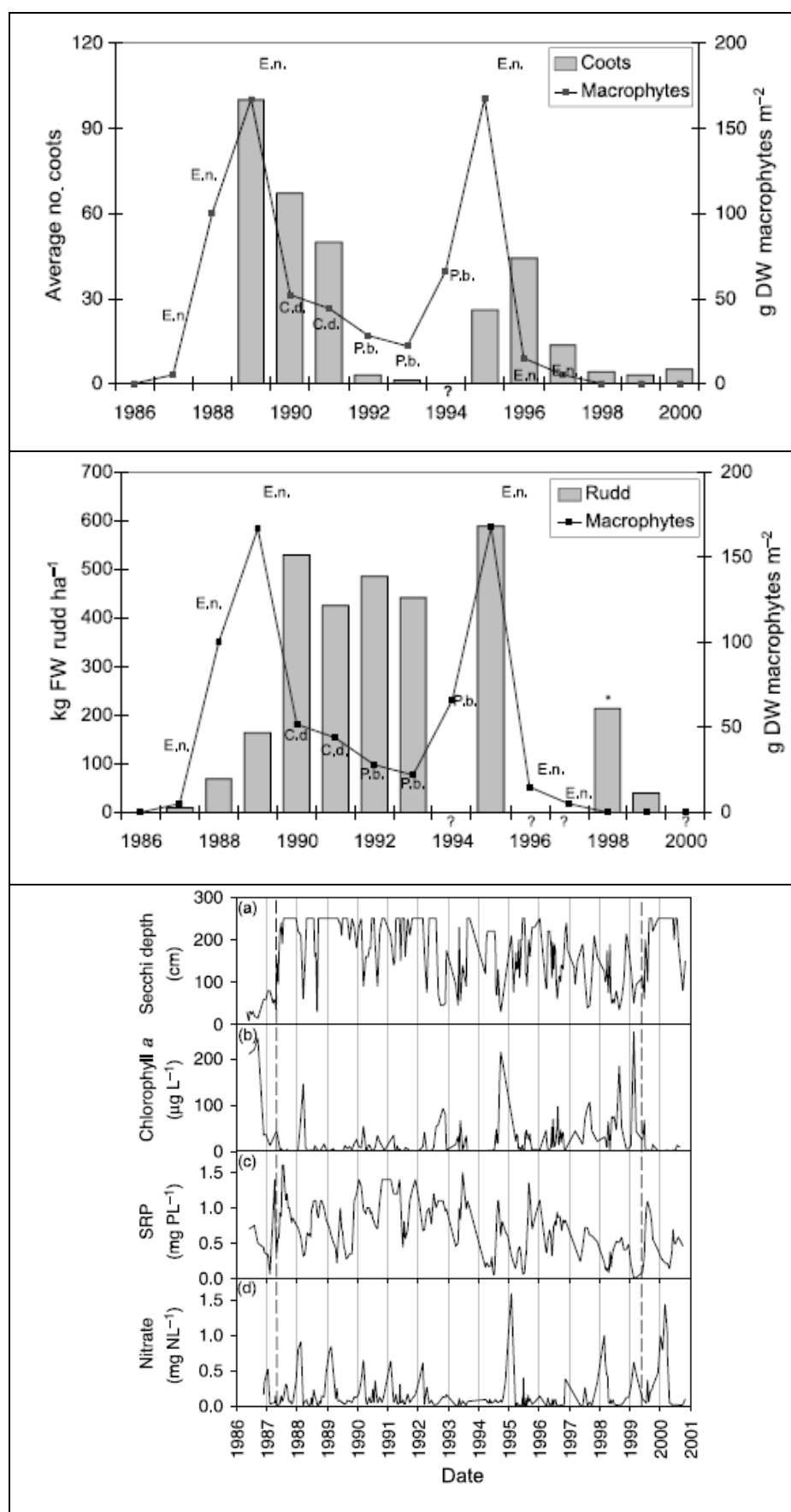


Fig. 2.9 Fiske bestand ændring efter sørestaurering i 1986-1988 (Søndergaard et al. 1998)

2.4.1.2: Søresteraurering af Zwemlust sø

Søen Zwemlust er lille, med overfladeareal på 1,5 ha og gennemsnitsdybde på 1,5 m. Søen er eutrof og næringsstofsbelastet fra en tilløbså (Van de Bund & Van Donk 2002). I 1986 var sigtedybden under 0,3 m på grund af fytoplankton og med total P $1,2 \text{ mg l}^{-1}$. I 1987 blev søen næsten tømt for vand og over 90% af fiskebestanden fjernet. Tilførslen af næringsrigt vand fra tilløbså blev ikke fjernet. Da søen havde fået fjernet sine fisk udplantede man pilekrat i littoralen i søens nordlige del, for at tjene som habitat for 1500 gedder (4cm). Desuden blev der udsat 140 voksne rudskaller og 1kg daphnia.

Efterfølgende blev søen fyldt af tilløbsvand og der skete en kraftig opblomstring af submerse makrofytter (se fig 2.10) (Van de Bund & Van Donk 2002). Sigtedybden steg og vandets fosfor- og fytoplanktonindhold faldt. Dette billede fortsatte i 1988. Men i 1989 steg antallet af blishøns (Coots) kraftigt, hvilket reducerede mængden af submerse makrofytter. Reduktionen af submerse makrofytter tillod en større grad af prædation på zooplankton, hvilket medførte at antallet af rudskaller steg. Selvom fosforniveauet i vandet er meget højt, er nitratniveauet lavt, hvilket gør, at nitrat er det begrænsende næringsstof til forskel fra de danske søer, hvor fosfor er det begrænsende næringsstof. På trods af kraftig græsning 1989-1993 dominerer de submerse makrofytter og fytoplanktonniveauet holder sig lavt. I 1995-1996 sker der et skift fra dominans af makrofyt til fytoplankton. Sigtedybden er gennemsnitligt under en meter. I 1999 opfiskes ca. 60% af rudskallerne og sigtedybden stiger, mængden af fytoplankton falder og submerse makrofytter genindvandrer (Van de Bund & Van Donk 2002).



Figur 2.10: Ændringer efter sørestaurering i 1987 (Van de Bund & Van Donk 2002)

2.5: Sørestauring – Succes?

I Miljønyt nr. 28 fra 1998 opgøres effekten af sørestauring af 27 danske søer. I det følgende vil jeg gennemgå fosforændringerne for de 13 af søerne, der er små og lavvandede. Det undersøges, om fosforindholdet har ændret sig efter sørestauring og om ændringen har resulteret i så lavt fosforniveau, at en eventuel fosformålsætning på 0,1 eller 0,06 er opfyldt. Fosforindhold i disse områder peger desuden på at søens tilstand, jævnfør tabel 1.1, har moderat eller er tæt på god økologisk tilstand. At anskue fosfor alene giver et upræcist billede (Søndergaard 2007), idet søen bedømt alene på baggrund af fosfor kan være i forskellige tilstande (Scheffer 1990). Årsagen til der i tabel 2.1 alligevel vælges at se på fosfor alene, har været mangel på tilgængeligheden af nyere data vedrørende søernes økologiske tilstand.

Tabel 2.1 er baseret på Søndergaard et al. 1998 og Novanas databank via hjemmesiden miljøportalen (se appendiks 15 for tidsserier over sommerfosforgennemsnit i søerne). Tabel 2.1 viser:

- Søernes størrelse,
- Søernes dybde,
- Søernes gennemsnitlige sommer-fosforindhold før sørestauring
- Hvilke elementer af sørestauring, der er foretaget
- Fosforindhold efter restaurering
- Hvorvidt fosforindholdet er reduceret i forhold til det oprindelige niveau
- Om fosforindholdet er under 0,1 mg l⁻¹
- Om fosforindholdet er under 0,06 mg l⁻¹

Succesparameteret for sørestauring er opsat på basis af, om der er sket en reduktion i vandets fosforindhold og hvorvidt fosforindholdet er reduceret til et niveau, hvor der er mulighed for overordnet god økologisk tilstand.

Det er værd at bemærke, at indgrebene er foretaget over en årrække fra 1986-97, dog vekslende mellem de enkelte søer. De fleste indgreb er foretaget i midten af 90'erne. Fosforindhold efter restaurering er ikke målt umiddelbart efter, men i årene 2004-2007, altså gennemsnitligt ca.10 år efter restaureringen. Tallene kan dermed siges at give en udmærket oversigt over sørestauringens effekt på fosfor i vand på mellemlang sigt.

Tabel 2.1

O: Opfiskning, R: Udsætning af rovfisk, S: Sedimentfjernelse, I: iltning af bundvand, K: kemisk bind, U: Udplantning.

Sø	Størrelse (Ha)	Gennem-Snits dybde (m)	Før: Fosfor (mg l^{-1})	Indgrebs-type og år	År og Fosfor (mg l^{-1})	Fosfor indhold reduceret	Under 0,1 (mg l^{-1})	Under 0,06 (mg l^{-1})
Søbo	21	3,6	0,06	O,r 95-97	2006 0,091	Nej	Ja	Nej
Skær	16	1,4	0,13	O,r 93-97	2006 0,073	Ja	Ja	Nej
Rørbæk	84	4,3	0,09	O 94	2007 0,022	Ja	Ja	Ja
Ramten	29	1,2	0,22	O,r 95-96	2005 0,064	Ja	Ja	Nej
Lyng	10	2,4	0,79	R 90-93	2004 0,781	Ja	Nej	Nej
Vedsted	8	5	0,05	I 95-97	2005 0,037	Ja	Ja	Ja
Hale	10	0,8	0,23	O 86-97	2006 0,332	Nej	Nej	Nej
Frederiks-borg	21	3,1	0,68	O,r,k 86-88,05	2006 0,125	Ja	Nej	Nej
Engels-Holm	44	3,6	0,14	O,r,u 92-96	2007 0,04	Ja	Ja	Ja
Ejstrup	42	1,4	0,15	O 95-96	2006 0,096	Ja	Ja	Nej
Dalby	15	1,4	0,27	O 95	2006 0,105	Ja	Nej	Nej
Bobjerg mølle	13	1,3	0,27	O,r,u 92-97	2005 0,228	Ja	Nej	Nej
Væng	16	1,2	0,14	O 86-88	2004 0,091	Ja	Ja	Nej

Tabeloversigt

Tabel 2.1 viser, at 11 ud af 13 søer har et lavere fosforindhold end før restaureringen, 8 ud af 13 søer har et fosforindhold under $0,1 \text{ (mg l}^{-1}\text{)}$ og 3 ud af 13 har et fosforindhold under $0,06 \text{ mg l}^{-1}$.

I det følgende vil jeg inddele søerne i grupper i forhold til ovenstående. For hver gruppe vil jeg nærmere gennemgå data for to af søerne. Hvor intet andet er nævnt, er informationskilden Søndergaard et al 1998 og data fra miljøportalen.

2.5.1: Søer hvor tilstanden ikke er forbedret

I Hale Sø og Søbo Sø er fosforindholdet 9 år efter endt restaurering ikke forbedret i forhold til før restaureringen – begge søer har højere fosforkoncentration end før.

Hale Sø har ikke store synlige eksterne tilledninger af næringstof, men søens sediment har en stor mobil fosforpulje. Opfiskning af karpefisk havde kun en midlertidig effekt på karpefisk-biomassen. Årsagen til at restaureringen ikke har reduceret søens fosforindhold, er formentlig, at den interne belastning ikke er blevet reduceret.

Søbo Sø har tilledning af vand fra landbrug og spredt bebyggelse, hvilket højst sandsynligt er årsagen til søens fosforindhold. Opfiskning af karpefisk og udsætning af gedder havde kun en midlertidig effekt på karpefisk- og rovfiskbiomassen.

2.5.2: Søer hvor tilstanden er noget forbedret

Lyng Sø, Frederiksborg Slotssø, Dalby sø og Bobjerg Sø har fået lavere fosforindhold i søens vand ca. 10 år efter sørestaureringen, men kommer ikke under $0,1 \text{ mg l}^{-1}$.

Lyng Sø er udsat for ekstern næringsstofftilførsel i form af overløbshændelser. Ydermere formodes sedimentet at være næringsstofsrigt pga tidligere udledning af urensset spildevand fra by. Da der i sommerperioden opstår springlag i søen, vil der være lavt iltniveau ved bunden. Udsætning af rovfisk øgede ikke rovfiskebestande på længere sigt og kunne derfor ikke påvirke karpefiskbiomassen. Årsagen til at fosforniveauet er over $0,1 \text{ mg l}^{-1}$, formodes at være betinget af fortsat ekstern og især intern fosfortilførsel.

Frederiksborg Slotssø fået fjernet ekstern belastning fra overløb, men modtager dog stadig vand fra søer i oplandet med fosforindhold højere end $0,1 \text{ mg l}^{-1}$. Opfiskning af karpefisk og udsætning af rovfisk havde kun midlertidig effekt. Søens sediment har en mobil fosforpulje, der vokser via mineralisering af organisk materiale, hvilket formodes at være årsagen til at aluminiumsbehandling i 2005 ikke har været tilstrækkelig (pers. kom. Henning Jensen). Årsagen til at søens fosforindhold ikke kommer under $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ formodes at være fortsat ekstern og især intern belastning.

2.5.3: Søer med fosforindhold under 0,1 mg l⁻¹

Skær Sø, Ramten Sø, Ejstrup Sø og Væng Sø har henholdsvis 9, 9, 10 og 16 år efter sørestaurering et fosforindhold lavere end 0,1 mg l⁻¹ men højere end 0,06 mg l⁻¹. Dette betyder, at søerne har lige stor mulighed for klart og uklart vand (Scheffer 1990), alt efter om søens økologiske tilstand er overordnet god eller overordnet dårlig .

Ramten Sø modtager vand fra Dystrup Sø og regnvand fra by. Indtil 1977 havde søen modtaget urensset spildevand og som følge deraf har søen en stor mobil fosforpulje. Søen er blevet søgt biomanipuleret via opfiskning af karpefisk og udsætning af gedder. Karpefiskbestanden var året efter opfiskningen større end før, en del gedder havde overlevet og fosfor var faldet noget. Fosforindholdet i vandet sommeren 2005 var 0,064 mg l⁻¹, hvilket tyder på, at restaureringen har en varig effekt på trods af en stor mængde mobil fosfor i sedimentet. Den begrænsede frigivelse skyldes formentligt gode iltforhold ved bunden pga lille vanddybde. Årsagen til den vellykkede restaurering er formentligt en begyndende indvandring af planter, samt det faktum at geddeudsætningen var succesfuld.

Skær Sø er et videnskabeligt interesseområde og har derfor krav om lavt fosforindhold.

Sørestaureringen blev igangsat pga faldende sigtedybde, øget fosforindhold og en stigende karpefiskbestand. Årsagen til problemet blev identificeret til at være ekstern næringsstofbelastning via en drængrøft. Grøften blev gravet til og 10 ha opland blev braklagt. Opfiskning af karpefisk og udsætning af gedder resulterede i en reduceret mængde karpefisk i de følgende år. Samlet set er fosforindholdet i vandet faldet, karpefiskbestanden er ikke dominerende og sigtedybden er øget.

2.5.4: Søer med fosforindhold lavere end 0,06 mg l⁻¹

Rørbæk Sø og Engelsholm Sø har henholdsvis 9 og 11 år efter endt sørestaurering et fosforindhold lavere end 0,06 mg l⁻¹ og burde derfor være klarvandede.

Rørbæk Sø var en næringsfattig sø, før der i 1950'erne blev opført dambrug og husstande i oplandet. Den eksterne næringsstofbelastning fra dambrug og husstande førte til stor opvækst af alger og karpefisk. Søen blev fredet i 1993, hvorefter dambruget blev lukket og belastningen fra husstande reduceret. Fra 1993-1997 blev der opfisket over 150 ton karpefisk. Opfiskning i kombination med en kraftig begrænsning af ekstern næringsstofbelastning har markant forbedret søens tilstand.

Engelsholm Sø har været belastet af direkte udledning af spildevand fra Engelsholm slot indtil 1973, herefter har den eksterne belastning været fra landbrug og ukloakerede husstande, hvilke også er søgt reduceret. Ved biomanipulation er der blevet udsat aborrer med dårligt resultat, idet de ikke overlevede transporten til søen, opfiskning af 23 ton karpefisk og udplantning af submerse makrofytter. Opfiskningen og udbredelse af submerse makrofytter har medført større sigtedybde og lavere fosformængde i vandet i en sådan grad at restaureringen må betegnes som en succes.

2.5.5: Vurdering af sørestaurering

Samlet kan det siges, at sørestaurering i de fleste af de 13 tilfælde har en positiv effekt. Udsætning af rovfisk er kun entydig succes i ét tilfælde, men i flere tilfælde betyder kombinationen af opfiskning af karpefisk og genudsætning af rovfisk, at rovfiskeandel stiger på både kort og mellemlangt sigt. Udplantning af vandplanter er kun en succes, hvis det sker i indhegnede anlæg. Succesgraden af biomanipulationstiltagene betinges af i hvilken grad ekstern og intern belastning begrænses. Det har flere steder ikke været muligt at sænke næringsstofstilførslen til et tilstrækkeligt lavt niveau og bestanden af karpefisk over en årrække vokser til en størrelse, der minder om den før indgrebet.

Årsagen til problemerne forbundet med næringsstofsreduktion er, at størstedelen af danske søer der har behov for restaurering, har bymæssigt eller landbrugsopland. Udvaskning og overløbshændelser fra disse oplandstyper og mobil fosfor i sediment vil øge fosforindholdet over $0,1 \text{ mg l}^{-1}$. Dette problem kan kun løses ved kontinuerlig pleje af søerne eller omfattende omlægninger af oplandet og indgreb overfor fosforpuljen i sedimentet. For landbruget betyder det braklægning af store landbrugsarealer, mens det for byer betyder kraftig udbygning af kloaksystemer.

Sørestaurering i Danmark er samlet set endnu ikke en ren succes, men indgrebene har reduceret fosforindholdet i flere søer og erfaringerne fra restaureringstiltag kan bruges til fremtidige tiltag. Miljømålslovens målsætninger for overfladevand betyder, at der de kommende år vil blive allokeret flere ressourcer til sørestaurering, hvilket vil resultere i øget og forbedret indsats de kommende år.

I de følgende afsnit vil jeg gennemgå opstilling af en mulig procedure for fremtidig indsats til restaurering af Nordkanalen, Fæstningskanalen og Utterslev Mose.

3: Databehandling-Nordkanalen, Fæstningskanalen og Utterslev mose

3.1: Opbygning

Denne del af specialet indeholder:

- Databehandling
- Beskrivelse af forskellige sørestaureringsteknikkers effekt vurderet ud fra fosforreduktion og omkostninger
- Vurdering og effekt af udvalgte sørestaureringsteknikker
- Samlede omkostninger iforhold til den økonomiske ramme
- Perspektivering i forhold til fremtidig optimering af beregning.

I databehandlingsafsnittet vil Nordkanalens, Fæstningskanalens og Utterslev Moses fysiske forhold, vandføring og fosforindhold for 2003 blive gennemgået. På baggrund af disse data beregnes mulighederne for sørestaurering. Til slut gennemgås fordele og ulemper ved de valgte metoder og for hvert vandlegeme præsenteres hvilke problemer, der har ført til den manglende opfyldelse af målsætningen. Alle fosfor- og vandføringsberegninger er baseret på data fra 2003.

I sørestaureringsafsnittet vises målsætning for de enkelte vandlegemer i det Nordlige Recipientsystem. Herefter beregnes det, om sørestaurering af vandlegemerne kan føre til opfyldelse af vandrammedirektivets målsætning for fosforindhold. Mulighederne for opfyldelse af målsætningen for sigtedybde, dyre- og planteliv vurderes ud fra litteratur. For de enkelte vandlegemer foretages en skønsmæssig beregning af udgifterne forbundet med restaureringen, ved priser på flere hundrede tusinde afrundes overslag til nærmeste titusind for at øge overskueligheden.

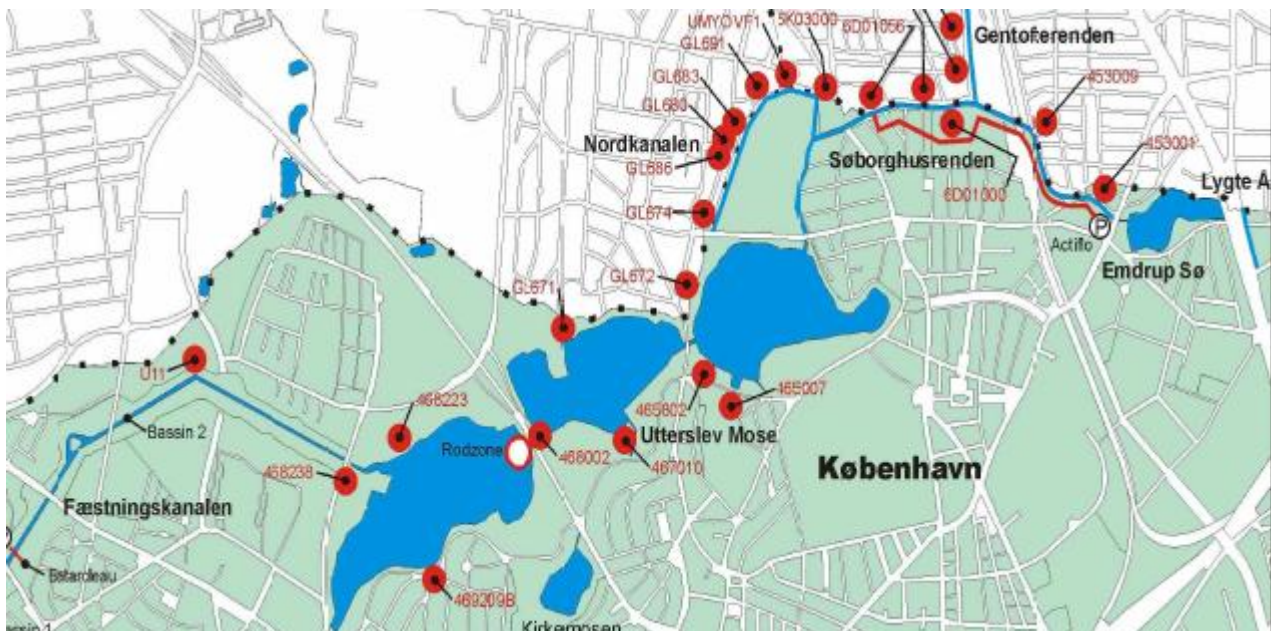
I vurderingsafsnittet laves en samlet diskussion af de forskellige restaureringstiltag. Her vises, hvilke strategier der er bedst til at opfylde vandrammedirektivets målsætning inden for en realistisk økonomisk ramme og hvilke fordele og ulemper der er forbundet med de udvalgte strategier.

I perspektiveringsafsnittet vises, hvorledes beregninger kan forbedres ved computermodellering, flere data og mere præcise beregningsmetoder.

3.2: Oversigt – fysisk placering, hydraulik og tolkning af data

3.2.1: Fysisk placering

Fæstningskanalen, Utterslev Mose og Nordkanalen ligger i det nordlige København og grænser op til Gladsaxe Kommune og Gentofte kommune (se figur 3.1). Da vandlegemerne modtager overløb fra alle tre kommuner deler de ansvaret for restaureringen. De tre sammenhængende søer udgør Utterslev Mose og er samlet ca. 3 km lang. Vandlegemerne er omgivet af tæt bebyggelse og parkområder (se figur 3.1).



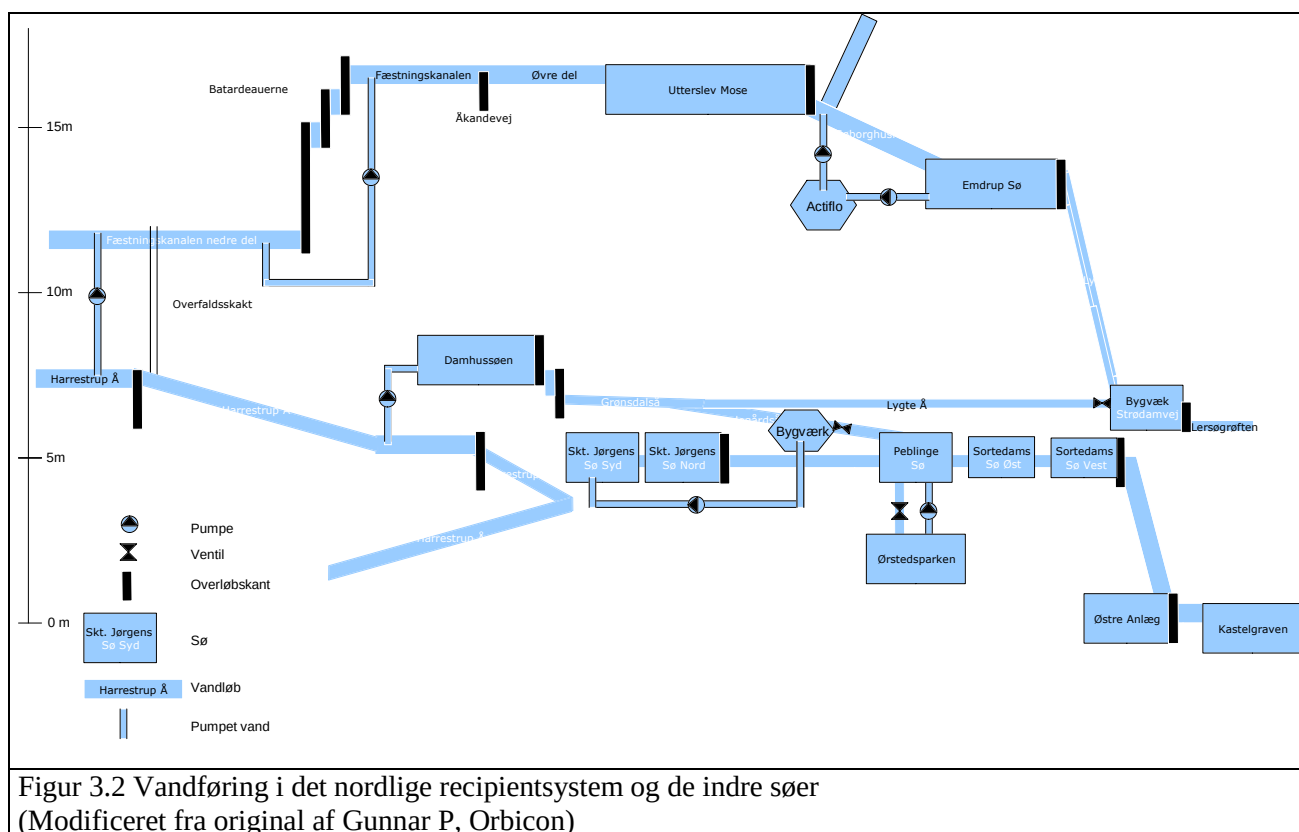
Figur 3.1 Oversigt over Fæstningskanalen, Utterslev Mose og Nordkanalen. På kortet markerer røde cirkler med sort midte overløb, kortet viser også rodzone anlæg og actiflo, udstrækning af København Kommune er markeret med grønt. (Michelsen et al 2004). Målestok er ca. 1:40.000, op er nord, se 1:30.000 udgave i appendiks.

3.2.2: Hydraulik

Fæstningskanalen, Utterslev Mose og Nordkanalen er en del af København Kommunes overfladevand. Vandbevægelsen i mange af disse søer er ikke udelukkende naturlig, men også resultat af oppumpning. I det følgende præsenteres en oversigt over vandbevægelserne.

På figur 3.2 ses det, at vandet pumpes op fra Harestrup Å til Fæstningskanalens nedre del. Herefter pumpes vandet videre til Fæstningskanalens øvre del, som løber ud i Utterslev Mose. Herfra løber vandet over i Søborghusrenden. Søborghusrenden forsynes desuden med vand fra Nordkanalen og Gentofterenden.

Søborghusrenden løber ud i Emdrup sø. Vand fra Emdrup pumpes til et actiflo anlæg, hvor det renses, og pumpes derefter tilbage til Søborghusrenden. Fra Emdrup Sø løber vandet over i Lygte Å. Strødamvej Bygværk ligger ved Lygte Å og her lukker en ventil for den videre vandføring til Københavns indre søer, hvis vandets indhold af fosfor overstiger $0,14 \text{ mg l}^{-1}$ (Michelsen et al. 2004), og vandet sendes i stedet videre via Lersøgrøften til havet. Da Lersøgrøften er en del af kloaknettet betales der en afgift på ca. 12 kr. pr m^3 tilført vand. Denne udgift øges til 55 kr. pr m^3 i fremtiden. Årligt fraføres der ca. 300.000 m^3 vand fra Emdrup Sø til kloaknettet, hvilket på nuværende tidspunkt svarer til ca. 3,6 mio. kr. år^{-1} og i fremtiden kommer til at udgøre ca. 16,5 mio. kr. år^{-1} . Disse fremtidige udgifter er endnu et incitament til at få nedbragt vandets fosforindhold. (pers. kom. Torben Bojesen).



3.2.3: Tolkning af data

Rådata kan tolkes forskelligt. For at vise et eksempel på, hvorledes jeg tolker rådata, vil jeg i det følgende gennemgå de overordnede træk i appendiks 3 og 4.

Appendiks 3 og 4 viser en række rådata for vandet i Utterslev Mose og Fæstningskanalen i 2003. Tabellerne viser, at der i sommerperioden sker følgende:

- Temperaturen stiger
- Stigning i chlorophyl A
- stigning i pH
- Sigtedybden falder
- Iltindholdet i bundvandet falder
- Totalfosfor og ortofosfat stiger

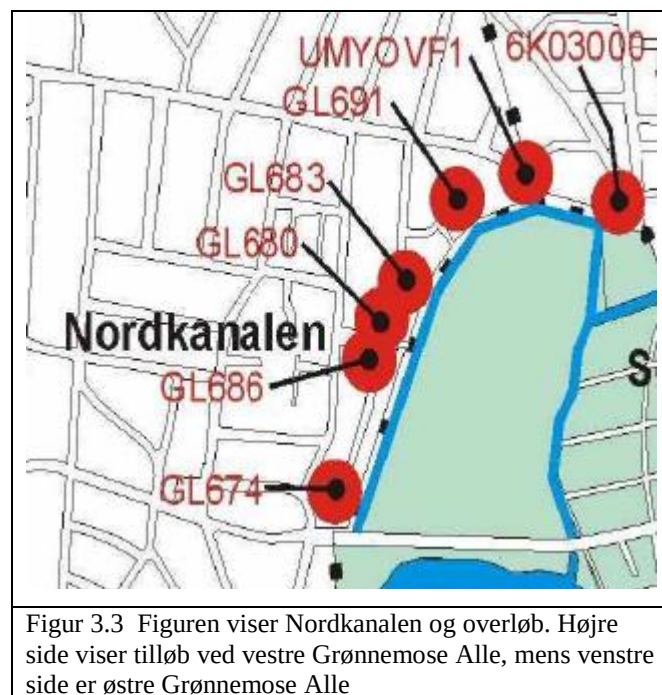
Dette kan tolkes på følgende vis: Temperaturen stiger som følge af øget lysindfald, hvilket øger fotosyntesen. Fotosyntesen forbruger hydrogenioner fra vandet, hvilket får pH til at stige. Øget fotosyntese medfører øget produktion af fytoplankton, hvorved vandets indhold af chlorophyl A stiger og sigtedybden falder. Den øgede temperatur øger mikrobiel respiration i sedimentoverfladen med øget iltforbrug til følge. På grund af høj temperatur og tilgængelig næring nærmer iltindholdet i sedimentoverfladen sig nul (Jensen & Andersen 1992 og figur 2.1). Dette medfører, at mikroorganismer der kan bruge andre elektronacceptorer end ilt, favoriseres. Bakterier der reducerer jern, får en fordel og blomstrer op. Bakterier reducerer jern-III til jern-II og dermed brydes kompleksbinding med ortofosfat, som frigives til bundvandet. Denne proces registres som en stigning i vandets ortofosfat. Det frit tilgængelige ortofosfat øger fytoplanktonproduktionen endnu mere. Den øgede mængde fytoplankton øger græsning og tilvækst af zooplankton og bentiske invertebrater, hvilket øger prædation fra karpefisk. Fødesøgning, affaldsudskillelse og mortalitet fra de levende organismer, samt ekstern tilførsel, tilfører yderligere fosfor til vand og sediment.

Denne bevægelse af fosfor, betinget af biologiske, kemiske og fysiske faktorer, har jeg søgt at kvantificere på baggrund af beregninger. Alle beregninger er baseret på data i appendiks eller data fra anden litteratur.

3.3: Nordkanalen

Nordkanalen ligger som en hesteskoformet kanal ud fra Utterslev Mose. Langs kanalens ene side løber en sti og husstande. Til den anden side er der grønt område med stier (Se figur 3.3).

Nordkanalen har et meget lige forløb og stejle sider på ca. 1,5 meter, den er ca. 3,5 m bred og har en normal vanddybde på 1 m. Kanalens vand er stillestående og littoralzonen er delvist bevokset med tagrør (egne observationer og Gervin et al. 2004).



3.3.1: Nordkanalen 2003 – Fysiske forhold, vandføring og fosfor

3.3.1.1: Vandføring

Nordkanalen er placeret nedstrøms Utterslev Mose, vandføringen fra Utterslev Mose løber ca. 100m via Nordkanalen før primærmængden løber videre til Søborghusrenden. Ved lav vandstand i Nordkanalen vil vandet bevæge sig videre ud i Nordkanalen, før det løber videre til Søborghusrenden. Den primære vandføring i Nordkanalen sker som følge af regnbetingede overløb. Nordkanalen blev tilført ca. 62.087 m³ vand i 2003 (se appendiks 2). Kraftig nedbør resulterer i en kraftigt øget vandtilførsel fra overløb, hvilket giver øget vandføring i Nordkanalen. Den øgede vandføring resulterer i, at vandet løber tilbage til Utterslev Mose. Vandets høje fosforindhold er ansvarlig for en stor del af den eksterne fosforbelastning af Utterslev Mose (Gervin et al. 2004).

3.3.1.2: Ekstern belastning

Nordkanalen får sin primære eksterne belastning via overløb. Den årlige fosfortilførsel er samlet 108 kg P bundet til 62.087 m³ vand, hvoraf overløb 6k03000 tilfører 20 kg P bundet til 11598 m³ vand og overløb UMYOVF1 tilfører 78 kg P bundet til 44501 m³ vand (Se appendiks 2).

3.3.1.3: Intern belastning

Sedimentet i Nordkanalen har en tykkelse på 0,5-1m, og består af næringsrigt slam og er flere steder forurenet indtil jordklasse 4 (Ingerslev et al. 2001).

3.3.2: Restaurering af Nordkanalen

I det følgende vil jeg kort gennemgå tre aspekter af de forskellige metoder til begrænsning af intern og ekstern belastning med specifikt fokus på Nordkanalen. Der fokuseres på proces, udgift og fosforreduktion ved de nævnte metoder.

3.3.2.1: Intern belastning - Opgravning

Proces

Kanalen tørlægges og sediment opgraves og køres bort eller deponeres langs Nordkanalen. Til slut udlægges ny bund af stampet lerjord (Ingerslev et al. 2006).

Udgift

Opgravning og lokal deponering koster ca. 2,5 mio. kr.

Opgravning, bortkørsel og deponering på affaldsstation koster ca. 10,5 mio. kr. (se beregning i appendiks 12).

Fosforreduktion

Ved opgravning af sediment og udlægning af ny bund i form af stampet lerjord vil den interne belastning bliver nær nul.

3.3.2.2: Ekstern belastning - Separatkloakering

Proces

Separatkloakering hindrer overløb med vandospædet spildevand, idet regnvand og kloakvand løber i separate kloakledninger. Det befæstede areal er det opland, der forsyner overløbet, hver ha opland leverer gennemsnitligt 930 m³ pr. år. Størrelsen af det befæstede areal kan beregnes ud fra årlig vandføring fra overløbene på 62.087 m³ vand (se appendiks 2).

Udgift

Udgiften til ombygning af kloaknettet fra fælleskloakeret til separat kloakeret, kan beregnes på grundlag af H et al 2006. Separatkloakering pris 3.795.000 kr pr. befæstet ha. Den årlige driftsudgift er på 18.975 pr ha. Anlægget har en levetid på 80 år (H et al .2006). Dette giver en udgift på ca. 253 mio. kr. På grund af den høje etableringsudgift beregnes ikke årlig udgift.

Fosforreduktion

På grund af den høje etableringsudgift beregnes ikke fosforreduktion.

3.3.2.3: Ekstern belastning - forsinkelsesbassiner

Proces

Forsinkelsesbassiner opmagasinerer vand i bassiner, der opbygges på kloakstrengen. Ved øget vandføring fyldes bassinet langsomt og tømmes tilbage til kloakken, når vandføring reduceres. Dette medfører, at overløb kun sker ved ekstreme regnhændelser.

Udgift

Udgiften til forsinkelsesbassiner direkte på strengen/strengene er 800.000 kr pr. befæstet ha. Den årlige driftsudgift er på 8.000 pr. befæstet ha. Anlægget har en levetid på 50 år (H et al .2006). Den samlede udgift er ca. 53 mio. kr og en årlig udgift på ca. 5 mio.

Fosforreduktion

Fosforreduktion er 2,99 kg P pr. befæstet areal pr år (se tabel 2 appendiks 11), den årlige reduktion vil dermed udgøre 199,6 kg P (se beregning tabel 3.0)

3.3.2.4: Ekstern belastning – sedimentation og fældningsbassin

Proces

Hvis det ikke er muligt at bygge forsinkelsesbassiner på kloakstrengene på grund af områdets bebyggelse, kan der i stedet bygges et fældningsbassin inde i "hesteskoen" (se figur 3.3). Enten kan alle overløbsstrengene videreføres til bassinet, eller de to største kilder til belastning kan videreføres. På grund af den store fosfortilførsel er det nødvendigt at bygge et bassin, der har indbygget fosforfældning, for eksempel i form af et aluminiumsdoseringanlæg.

Udgift

Prisen for sedimentation og fældningsbassin er 1.102.071 kr pr befæstet ha. Anlægget har en årlig udgift på 44.083 kr pr ha og en levealder på mindst 20 år (H 2006). Udgiften til etablering er ca. 73 mio. kr og den årlige udgift er ca. 3 mio. kr.

Fosforreduktion

Sedimentation og fældningsbassin har en rensningsgrad på 1,75 kg P ha⁻¹. Hvilket årligt fjerner 116,8 kg P.

Udvælgelse af restaureringsmetoder og samlet reduktion af fosforbelastning i Nordkanalen beskrives i afsnit 3.

Tabel 3.0 Beregning af tiltag til reduktion af ekstern og intern belastning	
Udgift til separat kloakering $62.087 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 3.795.000 \text{ kr} =$	253.355.016 kr
Udgift til forsinkelsesbassiner $62.087 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 800.000 \text{ kr} =$ $62.087 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 8.000 \text{ kr} =$	53.408.172 kr 5.340.817 kr år ⁻¹
Rensningseffektivitet af forsinkelsesbassiner $62.087 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 2,99 =$	199,6 kg P
Udgift til Sedimentation og fældningsbassin $62.087 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 1.102.071 \text{ kr} =$ $62.087 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 44.083 \text{ kr} =$	73.574.497 kr 2.942.990 kr
Rensningseffektivitet af Sedimentation og fældningsbassin $62.087 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 1,75 =$	116,8 kg P

3.4: Fæstningskanalen

Fæstningskanalen løber ca. 3 km i Vestvolden til Utterslev Mose, og har i tidligere tider fungeret som fæstningsværk. Nu er kanalens primære rolle at lede vand fra Harestrup Å til Utterslev Mose (se fig. 3.4). Fæstningskanalen er klassificeret som vandløb, men dens ringe vandføring og store bredde giver den visse steder karakter af at være en sø. Fæstningskanalen er delt op i to bassiner, bassin 2 leder sit vand til Utterslev Mose. Fæstningskanalen har tidligere været stærkt belastet af dårligt rensset spildevand; i slutningen af 1960'erne blev der udledt 14-20 ton fosfor årligt, hvilket gjorde at kanalen fremstod uden liv. Denne udledning er siden blevet stærkt begrænset og store dele af sedimentpuljen i kanalen blev opgravet i 1966-1967, hvilket forbedrede vandmiljøet noget (Michelsen et al. 2004).



3.4.1: Fæstningskanalen 2003 – Fysiske forhold, vandføring og fosfor

Årsagen til kanalens dårlige tilstand bunder i for store mængder tilgængelig fosfor, hvilket fører til opblomstring af fytoplankton i pelagiet og bakterier i det benthiske miljø. Resultatet er dårlig

sigtedybde, lavt iltindhold i bundvandet og frigivelse af fosfor. Ved at klarlægge den tilgængelige fosformængde kan der beregnes hvilken grad af restaurering, der skal foretages.

3.4.1.1: Fysiske forhold

Fæstningskanalen var ved anlæggelse ca. 3 km lang, ca. 16 meter bred i vandoverfladen (Gervin et al 2004), hvilket svarer til ca. 5,4 ha (se tabel 3.1 for beregninger). Kanalen havde en middeldybde på 2,5 m og bundbredde på ca. 6 meter (Gervin et al 2004), hvilket svarer til, at sedimentoverfladen udgør 18.000 m². Vandindholdet i kanalen er ca. 82.500 m³ vand. Sedimentlaget i Fæstningskanalen har en tykkelse på gennemsnitligt 0,5 m (Ingerslev et al. 2001). Sedimentoverfladen i fæstningskanalen er anslået til 18.000 m², hvilket svarer til 9.000 m³ sediment. Ved en massefylde på 1,5 ton m⁻³ er vådvægten på sedimentet ca. 13.500 ton.

3.4.1.2: Vandtilførsel

Vandtilførsel via oppumpet vand fra Harestrup Å udgjorde 717.000 m³ i 2003, deraf 259.000 m³ vand i sommerperioden (se appendiks 7).

3.4.1.3: Intern belastning – fosforpulje i sediment

Den mobile fosforpulje findes i sedimentets øverste 20 cm, hvilket er det dobbelte af de normale 10 cm. Dette skyldes, at sedimentet er meget løst med et stort vandindhold, derfor sker bakterieaktivitet og diffusion af fosfor i en større dybde end normalt. De øverste 20 cm har 64,8 g mobil P m⁻². På baggrund af disse tal er det blevet beregnet, at sedimentet i de øverste 20 cm i fæstningskanalen har ca. 650 kg mobil fosfor, hvoraf 50% er jernbunden (Ingerslev 2001). Denne pulje kan delvist frigives under anaerobe forhold i sedimentoverfladen.

3.4.1.4: Intern belastning - fosforfrigivelse fra sediment

Frigivelse af mobil fosfor i form af ortofosfat kommer til udtryk i vandets stigende ortofosfatindhold i perioden maj-sep. Hvis man antager, at forskellen på vandets indhold af ortofosfat i sommer- og vintermånederne er bestemt af frigivelse af fosfor fra sedimentet, kan man estimere mængden af frigivet fosfor fra sedimentet i sommerperioden. Månederne november og december er dog ikke medtaget, da der i disse måneder også var meget lavt iltindhold i bundvandet og høj ortofosfat i vand. Da fraløbsvolumen var ca. ti gange større end kanalens volumen, bruges fraløbsvolumen og ikke vandløbsvolumen til beregning af frigivet ortofosfat.

Den frigivne fosformængde i sommerperioden var 22,8 kg P (se beregning tabel 3.1 og datagrundlag appendiks 7 Vandbalance-Fæst og appendiks 3 st.5306-orthofosfat).

3.4.1.5: Ekstern belastning - fosfor via overløb U11

Via overløbet U11 var den eksterne fosforbelastning på ca. 32,3 kg P bundet til 40.180 m³ vand (se appendiks 2). Dertil kommer en ikke beregnet mængde fosfor fra overfladeafstrømning og allochtone kilder. Man kan lave et groft overslag på sommerfosfortilførslen (maj-september) fra U11, ved at bruge vandføringen i U11 opgjort pr. måned (se appendiks 7 - vandbalance). Grunden til at fosformængden på 23,3 kg P er et estimat, er, at årsvandførslen via U11 er opgjort forskelligt hos Gervin et al. 2004 og Michelsen et al. 2004 (se appendiks 7 - vandbalance og appendiks 2).

3.4.1.6: Ekstern belastning - P via tilløbsvand

Vandet der tilføres fra Fæstningskanalen til Utterslev Mose, havde i 2003 et gennemsnitsindhold på 0,179 mg P l⁻¹ år⁻¹ og et sommergennemsnit på 0,259 mg P l⁻¹ (se tabel 3.1, se data appendiks 7 Vandbalance og appendiks 3 st. 5306). På basis af disse tal udgjorde fosforbelastning til Utterslev Mose via Fæstningskanalen 128,2 kg P årligt, hvilket er ca. 30 kg P mere end opgjort i fosforbalancen (se appendiks 7 - fosforbalance). Dette misforhold kan skyldes forskellene på beregning af overløbsbidrag.

66,3 kg af de årlige 128,2 kg P tilføres sommerperioden. De 66,3 kg P er udtryk for vandets samlede fosforindhold i sommerperioden. For at afgøre størrelsen af den eksterne belastning skal der tages højde for den interne belastning på 22,8 kg P i sommerperioden. Den eksterne belastning i sommerperioden er således 43,5 kg P. Da 23,3 kg P sommer⁻¹ kommer fra U11, antages det, at de resterende 20,2 kg P tilføres via oppumpet vand fra Harestrup Å (Se beregninger tabel 3.1).

Tabel 3.1 Fæstningskanalen – beregning af fysiske forhold og fosfor		
Udbredelse af Fæstningskanalen:	$16 \text{ m} * 3000 \text{ m} = 54.000 \text{ m}^2 =$	5,4
Ha		
Vandmængde. Hvis kanalen sammenlignes med en rektangulær kasse med målene:		
Bredde 11m. Dybde 2,5m. Længde 3000m:	$11 \text{ m} * 2,5 \text{ m} * 3000 \text{ m} =$	82.500 m^3
Sedimentoverfladen udgør:	$6 \text{ m} * 3000 \text{ m} =$	18.000 m^2
Sediment vægt	$0,5 * 18.000 * 1,5 =$	13.500 ton
U11 P sommer middel	$32,14 \text{ kg P} / 40180 \text{ m}^3 \text{ vand} =$	$0,8 \text{ mg P l}^{-1}$
U11 Sommer P	$0,8 \text{ mg P l}^{-1} * 29.192 \text{ m}^3 =$	23,3 kg P
Total P via tilløb til Utterslev Mose	$7,17 * 10^8 \text{ l vand} * 0,179 * 10^{-6} \text{ kg P l}^{-1} =$	128,2 kg P
Total P (Sommer) via tilløb til Utterslev Mose	$2,59 * 10^8 \text{ l vand} * 0,256 * 10^{-6} \text{ kg P l}^{-1} =$	66,3 kg P
Intern belastning. Orto P (Sommer) frigivet som ortofosfat fra sediment		
((sommer (maj-sep) / antal målinger) – (jan-april / antal målinger)) * vandgennemstrømning		
	$((0,939 / 10) - (0,029 / 5)) \text{ mgP l}^{-1} * 2,59 * 10^8 \text{ l vand} =$	22,8 kg P
Ekstern belastning Sommer P		
	$66,3 \text{ kg P} - 22,8 \text{ kg P} =$	43,5 kg P
Harestrup Å sommer P		
	$43,5 \text{ kg P} - 23,3 \text{ kg P} =$	20,2 kg P

3.4.2: Sørestaurering af Fæstningskanalen.

På basis af Fæstningskanalens fysiske forhold, vandføring og fosforindhold er det muligt at udpege en række sørestaureringsteknikker og beregne hvorledes disse kan sænke vandets fosforindhold. Sørestaureringen foregår ved først at reducere ekstern belastning fra overløb og intern belastning fra sediment, dernæst sættes ind med biomanipulation.

3.4.2.1: Ekstern belastning

Tilløbsvandet fra Fæstningskanalen til Utterslev Mose i sommeren 2003 tilførte 66,3 kg P bundet til 259.000 m³ vand (se tabel 3.1). For at Fæstningskanalen ikke skal virke som en kilde til næringsstofbelastning af Utterslev Mose, skal der findes metoder til at sænke denne belastning. Fæstningskanalen får sin primære eksterne fosforbelastning fra overløbet U11. Udledningen af fosfor sker her som følge af regnbetingede overløbshændelser. I sommerperioden tilfører U11 29.192 m³ vand og 23,3 kg P.

Reduktion af fosforbelastning fra overløb kan ske via en række tiltag. I det følgende vises udgifter til separatkloakering, forsinkelsesbassiner, sedimentationsbassin og beplantet bassin. Yderligere beregnes fosforretention for sedimentation og beplantet bassin (se beregningsgrundlag i appendiks 11).

3.4.2.1.1: Separatkloakering

Proces

Separatkloakering hindrer overløb med vandopspædet spildevand, idet regnvand og kloakvand løber i separate kloakledninger. Det befæstede areal er det opland, der forsyner overløbet. Hver ha opland leverer gennemsnitligt 930 m³ pr. år (H et al .2006). Størrelsen af det befæstede areal kan beregnes ud fra U11's årlige vandføring på 40.180 m³ vand.

Udgift

Ombygning af kloaknet fra fælles- til separatkloakeret koster 3.795.000 kr. pr. befæstet ha, den årlige driftsudgift er på 18.975 pr. befæstet ha. Anlægget har en levetid på 80 år (H et al .2006). Samlet vil udgiften være ca.164 mio. kr (Se beregninger i tabel 3.3). Da etableringsudgiften alene er for høj, beregnes den årlig udgift ikke.

Fosforreduktion

Da udgifterne er for store beregnes fosforreduktion ikke.

3.4.2.1.2: Forsinkelsesbassiner

Proces

Forsinkelsesbassiner opmagasinerer vand i bassiner, der opbygges på kloakstrengen, hvilket medfører, at overløb kun sker ved ekstreme regnhændelser.

Udgift

Udgiften til forsinkelsesbassiner er 800.000 kr pr. befæstet ha, den årlige driftsudgift er på 8.000 kr pr. befæstet ha. Anlægget har en levetid på 50 år (H et al .2006). Etablering koster ca. 35 mio. og drift ca. 0,35 mio.(se beregninger i tabel 3.2).

Fosforreduktion

Ved en p reduktion på 2,99 kg P pr ha (se appendiks 11 tabel 2) vil den årlige fosfor reduktion ved etablering af forsinkelsesbassiner 129,2 kg P pr år (se beregninger i tabel 3.2)

3.4.2.1.3: Sedimentationsbassin

Proces

Ved konstruktion af sedimentationsbassin kan der i praksis udgraves et bassin på overløbsstrengen. Søen kan have undersøiske volde beplantet med tagrør. Voldene sænker vandhastigheden, hvorved partikler med bundet fosfor udfældes. Vandet der løber videre til fæstningskanalen, skal passere et sandfilter, hvor en del af fosforet bindes. Den del der ikke bindes, er primært ortofosfat, der frigives fra sedimentet (Gabriel et al. 2006a).

Udgifter

Opbygning af et sedimentations- og sandfiltreringsbassin koster 189.975 kr pr ha befæstet areal og har en årlig driftsudgift på 7.823 kr pr ha, der går til udskiftning af sand og oprensning af sediment. Bassinet har en levealder på ca. 30 år (H et al. 2006). Udgift til etablering er ca. 8,2 mio.og driftsudgifter er ca. 0,34 mio. pr år (Se beregninger i tabel 3.2).

Fosforreduktion

Anlægget har ved en rensningseffekt på 0,67 kg P pr befæstet ha (H 2006) en årlig fosforreduktion på 28,95 kg P. Dette betyder, at ekstern belastning af fosfor via U11 vil være reduceret til 3,19 kg P år⁻¹. Denne reduktion bevirker, at U11 kommer under sin maksimale acceptable belastning (7,55 kg P år⁻¹) af Fæstningskanalens vand (se appendiks 2).

3.4.2.1.4: Beplantet bassin

Proces

Det beplantede bassin har det problem, at det kun udfører rensning i vækstsæsonen i form af at binde fosfor til planter. Problemet kan imidlertid imødekommes ved at konstruere et bassin, der kan rumme 2/3 af den samlede årstilførsel via overløb, hvorved tilførslen af urensset overløbsvand til Fæstningskanalen udenfor vækstsæsonen reduceres betydeligt. Ved denne volumen vil bassinet få en stor udbredelse, hvilket betyder, at et effektivt rensende beplantet bassin kun kan konstrueres, hvis der er rigeligt plads. Ved konstruktion skal bassinet udgraves som en sø. Søen vil få en årlig vandtilførsel på 40.180 m³. Størrelsen af bassinet vil være ca. 2,7 ha med en volumen på ca. 27.000 m³ (se beregning i tabel 3.2) .

Fosforreduktion

Et beplantet bassin kan dimensioneres til den rensningsgrad, der ønskes. I det følgende er der regnet med, at der skal kunne bindes 28,95 kg P pr år, for at beregningerne skal kunne sammenligne med fældnings- og sedimentationsbassin.

For at kunne binde 28,95 kg P skal der i vækstsæsonen være en sommer tilvækst af Hornblad på ca. 4 ton tørvægt. Dette er beregnet med fosforindhold på 0,75% g tv⁻¹. Ved tidligere undersøgelser har jeg i et vandhul målt en dækningsgrad af hornblad på 100% af overfladen og 250 g tv m⁻², desuden viste modellering af grødehøst og hornblads vækstrate, at maksimal fosforbinding kan opnåes ved 2-3 grødehøst i løbet af vækstsæsonen (Blichfeldt 2006).

Ved en dækningsgrad på 100% af vandoverfladen skal der til hver m² være bundet 144 g tv m⁻² ved 100% vandvolumen i sø eller 288 g tv m⁻², ved 50% vandvolumen (Se beregninger i tabel 3.2). Ved at høste grøden flere gange over sommeren undgås at behovet for at skulle binde 288 g tv m⁻² ved lav vandstand. Ud fra disse betragtninger vurderes, at den ønskede rensning kan opfyldes, under forudsætning af at bassinet ikke udtørres i sommerperioden og at grødehøst foretages 2-3 gange i vækstsæsonen.

Udgift

Pris for udgravning uden konstruktion af tæt bund er 300 kr pr m^3 (H et al. 2006). Ved volumen på ca. 27.000 m^3 vil udgiften til konstruktion være ca. 8 mio. kr.

Grødehøst af 3.860.000 g tv hornblad, vil ved et tørstofindhold på 2% svare til 193 ton vådvægt Hornblad.. Årlig udgift forbundet med opgravning til egen matrikel vil være ca. 80.000 kr., ved antagelsen at et ton Hornblad fylder 2 m^2 (Se beregninger i tabel 3.2).

Tabel 3.2 restaurering Fæstningskanalen		
Udgift til Separatkloakering	$40180 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 3.795.000 \text{ kr} =$	163.960.000 kr
Udgift til forsinkelsesbassin	$40180 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 800.000 \text{ kr} =$ $40180 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 8.000 \text{ kr} =$	34.563.000 kr 345.630kr år ⁻¹
P reduktion ved forsinkelsesbassin	$40180 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 2,99 =$	129,2 kg P år
Udgift til fældningsbassin med sandfilter	$40180 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 189.975 =$ $40180 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 7.823 \text{ kr} =$	8.207.773 kr 337.987 kr
Rensningseffekt af fældningsbassin med sandfilter	$40180 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 0,67 \text{ kg P} =$	28,95 kg P
P udledning (årlig) fra U11 efter etablering af fældningsbassin med sandfilter	$32,14 \text{ kg P} - 28,95 \text{ kg P} =$	3,19 kg P år
P udledning (sommer) fra U11 efter etablering af fældningsbassin med sandfilter	$(3,19 / 40180 \text{ m}^3 \text{ vand}) * 29.192 \text{ m}^3 =$	2,32 kg P
Beplantet bassin volumen ved gennemsnitsdybde på 1 m:	$2/3 * 40180 \text{ m}^3 =$	26.787 m ³
Beplantet bassin udbredelse ved gennemsnitsdybde på 1m:	$163,7 \text{ m} * 163,7 \text{ m} =$	26.798 m ²
Beplantet bassin udgift	$26.787 \text{ m}^3 * 300 \text{ kr} =$	8.039.400 kr
Beplantet bassin skal kunne binde 28,95 kg P til Hornblad	$28950 \text{ g P} / 0,0075 \text{ g P g tv}^{-1} =$	3.860.000 g tv
Beplantet bassin Hornblad tv ved 100% dækningsgrad og forskellig volumen.		
maximal bassinvolumen	$3.860.000 \text{ g tv} / 26.798 \text{ m}^2 =$	144 g tv m ⁻²
50% bassinvolumen	$3.860.000 \text{ g tv} / 13.399 \text{ m}^2 =$	288 g tv m ⁻²
Beplantet bassin Hornblad	$3.860.000 \text{ g tv} * 100/2 =$	193 ton
Beplantet bassin, udgift til årlig høst	$193 \text{ ton} * 2 * 200 \text{ kr} =$	77.200 kr

Efter således at have gennemgået og vurderet de enkelt metoder til begrænsning af fosfortilførsel fra eksterne kilder, vil jeg i det følgende gennemgå metoderne til begrænsning af fosforudslip fra interne kilder.

3.4.2.2: Intern belastning

Den interne belastning af Fæstningskanalen via fosforfrigivelse fra sedimentet er på 22,8 kg P i sommerperioden og fosforpuljen i sedimentet er på 650 kg P.

Fosforfrigivelse fra sedimentet kan enten reduceres ved at opgrave sediment fra Fæstningskanalen eller ved aluminiumsbehandling. Iltning er en mulighed, jeg har fravalgt, idet dens effekt ophører, når ilttilførslen stoppes.

3.4.2.2.1: Opgravning

Proces

Fæstningskanalen indeholder omkring 9.000m^3 sediment med en vægt på 13.500 ton vådvægt, ved udtagning af prøver til fosforundersøgelser gav disse indikationer på oliebelastning (Ingerslev et al. 2001). Ud over analyse for fosfor er der ikke lavet undersøgelser af den kemiske sammensætning af sedimentet, men hvis det minder om sedimentet i Nordkanalen, kan sedimentet være belastet til jordklasse fire, hvilket betyder, at sedimentet skal renses eller deponeres (Ingerslev et al. 2006). Man kan også udgrave til egen matrikel, idet der her ikke er lovkrav om rensning eller deponering (Pers. kom. Søren Gabriel 2007).

Udgift

Priserne beregnes på grundlag af priser for opgravning af Nordkanalen (Ingerslev et al. 2006).

Ved en opgravningspris på 200 kr pr m^3 vil en opgravning koste ca. 1,8 mio.

Transport af 13.500 ton sediment til deponering koster 0,54 mio. ved transportvej på 20 km.

Rensning og deponering koster 700 kr pr ton og har en samlet udgift på ca. 9,5 mio.

Den samlede pris er ca. 11,8 mio. kr uden uforudsete udgifter (Se beregninger i tabel 3.3). Til sammenligning er opgravningen af Fæstningskanalen i Michelsen et al. 2004 vurderet til 12 mio. kr.

Fosforreduktion

Det er ikke muligt at beregne fosforreduktionen ved opgravningen

3.4.2.2.2: Aluminiumsbehandling

Proces

Den jernbundne mobile pulje er på 325 kg P, mens den samlede pulje er på 650 kg. Ved at tilføje aluminium til hele puljen sikres, at behandlingen har en længere levetid.

Tilførsel af aluminium sker i molforhold på 1:10 mellem fosfor og aluminium.

Vi ved, at der skal bindes op til 650 kg P, $m = 6,5 \cdot 10^5$ g fosfor og aluminiumopløsningen skal tilføres i molforholdet 1:10. Det skal bemærkes, at ortofosfat og aluminiumsionen under ideelle omstændigheder binder i forholdet 1:1, forholdet 1:10 er baseret på forsøg i naturlige omgivelser, hvor aluminiumsionen binder til en lang række negativt ladede ioner og partikler ud over ortofosfat (pers. kom. Henning Jensen 2007). Mængden af tilført aluminium beregnes på baggrund af at Pax-14 har 7,2% aluminium.

$$M = 1 \text{ mol Al}^{3+} = 26,98 \text{ g}$$

$$M = 1 \text{ mol PO}_4^{3-} = 30,97 \text{ g} + 4 \cdot 16 \text{ g} = 94,97 \text{ g}$$

$$n = m/M = 6,5 \cdot 10^5 \text{ g} / 94,97 \text{ g} = 6,8 \cdot 10^3 \text{ mol PO}_4^{3-}$$

$$m = n \cdot M = 6,8 \cdot 10^4 \text{ mol Al}^{3+} \cdot 26,98 = 1,83 \cdot 10^6 \text{ g Al}^{3+}$$

$$100 / 7,2 \cdot 1,83 \cdot 10^6 \text{ g} = 25,42 \text{ ton pax-14}$$

Ved spredning af 25,42 ton pax-14 med en pH ca. 1 vil der ske en midlertidig pH-sænkning.

Fæstningskanalens vand har en gennemsnitlig alkalinitet på 3,571 mmeql l⁻¹, dette vil virke som buffer, så der sker et fald i alkalinitet i stedet for i pH.

Faldet i alkalinitet kan estimeres ved at beregne mængden af hydrogenioner der tilføres via HCl i pax-14.

Pax-14 indeholder 260g HCl l⁻¹. Ud fra dette kan den molale koncentration beregnes. Densiteten på pax-14 er 1,31 ton m⁻³

$$M = 1 \text{ mol HCL} = 1,008 + 35,45 = 36,458 \text{ g}$$

$$c = 260 \text{ g} / 36,458 \text{ g} = 7,13 \text{ M}$$

$$V = 24,42 / 1,31 = 18,641 \text{ m}^3 = 18.641 \text{ l HCl}$$

$$n_{\text{HCl}} = 7,13 \text{ M} \cdot 18.641 \text{ l} = 132.912 \text{ mol}$$

$$3,571 \cdot 10^{-3} \cdot 82.500.000 \text{ l} = 294.608 \text{ mol}$$

$$294.608 \text{ mol} - 132.912 \text{ mol} = 161.696 \text{ mol}$$

$$\text{alkalinitet} = 161.696 \text{ mol} / 82.500.000 \text{ l} = 1,96 \cdot 10^{-3} = 1,96 \text{ mmeql l}^{-1}$$

Denne reduktion fra 3,571 til 1,96 mmeql l⁻¹ viser, at aluminiumsbehandlingen ikke vil sænke pH i kanalens vand, når der først er sket en fuld opblanding, hvilket betyder, at en aluminiumsbehandling må vurderes at være forsvarlig i forhold til kanalens dyreliv.

Udgift

Udgifter forbundet til pax-14 og udspredning er ca. 8000 kr pr ton pax-14 ved minimum 10 ton.

Ved 25,42 ton er udgiften ca. 200.000 kr. (Se beregninger i tabel 3.3).

Fosforreduktion

I teoriafsnittet vises, at aluminiumsbehandlingen reducerer udledningen af fosfor fra sediment med ca. 90%. Ved en reduktion på 90% af fosforfrigivelse fra sedimentet i sommerperioden, vil fosforfrigivelsen være reduceret til 2,3 kg P.

Tabel 3.3 Intern belastning af Fæstningskanalen		
Udgift til opgravning ca.		
	9.000 * 200kr =	1.800.000 kr
Transport af 13.500 ton sediment til deponering koster		
	3 kr pr km * 20 km * 13.500 ton =	540.000 kr
Rensning og deponering koster 700 kr pr ton		
	13.500 * 700 kr =	9.450.000 kr
Aluminiumsprodukt og udspredning koster		
	25,42 ton pax-14 * 8000 kr =	203.360 kr
P frigivelse efter aluminiumsbehandling 0,1 * 22,8 kg P fra sediment =		2,3 kg P

Efter således at have gennemgået metoder til begrænsning af fosforfrigivelse til Fæstningskanalen fra interne og eksterne kilder, vil jeg i det følgende gennemgå forskellige muligheder for biomanipulation.

3.4.3: Biomanipulation

Biomanipulation er et indgreb i det eksisterende økosystem med det formål at skabe et mere balanceret økosystem. De metoder til biomanipulation, der fokuseres på i det følgende, er opfiskning af karpefisk, udsætning af rovfisk og udplantning af submerse makrofytter

3.4.3.1: Opfiskning

Proces

Der eksisterer ingen tilgængelige data vedrørende mængden af karpefisk i Fæstningskanalen, men hvis vi går ud fra mængden af karpefisk i eutrofe søer generelt, kan der være flere hundrede kg pr Ha (Søndergaard et al. 1999). Skaller har tørvægt på 25% af vådvægt og et fosforindhold på 2,11% af tørvægt (Dantas & Attayde 2006). Ved opfiskning skal der fjernes 80% i løbet af to år (Søndergaard et al. 1998).

Det antages, at så længe kanalen er eutrof, vil en kontinuerlig opfiskning være nødvendig, hvor der hvert år fjernes 40% fisk for at holde bestanden nede.

Affaldsudskillelse fra fisk modsvarer 32% af intern belastning (Persson 1997). Hvis man beregner fosforbelastning iform af affaldsudskillelse, på grundlag af den interne belastning før sørestauration, vil affaldsudskillelse fra fisk i sommerperioden udgøre en belastning på 7,3 kg P (Se beregninger i tabel 3.4)

Udgift

Pris for opfiskning af karpefisk er ca. 20.000 kr pr ha (H et al. 2006), hvilket resulterer i en udgift på 108.000 kr (Se beregninger i tabel 3.4).

Fosforreduktion

Opfiskning af 40% karpefisk fra 5,4 ha fjerner 2,28 kg P år⁻¹.

Efter opfiskning af 80% af karpefiskemassen, vil der de følgende år være en fosforreduktion i sommerperioden på 5,8 kg P (Se beregninger i tabel 3.4).

3.4.3.2: Udsætning af rovfisk

Prisen for udsætning af rovfisk er på 10.800 kr ved 2000 kr pr Ha og 5,4 ha (Se beregninger i tabel 3.4). Reduktion i fosforbidrag kan ikke beregnes, men vurderes i afsnit 4

3.4.3.3: Udplantning af submerse makrofyter

Proces

I Fæstningskanalen vil udplantning af fritflydende makrofyter som vandpest og hornblade være en mulighed. Vandpest og hornblade starter som fastsiddende, men rives løs af strøm og føres langsomt til kanalens slutning, undervejs vokser makrofyterne og binder fosfor. Ved kanalens slutning placeres en permanent flydespærring, der hindrer videreførelse af størstedelen af makrofyterne. Derved forhindres størstedelen af den bundne fosfor i at føres videre til Utterslev Mose.

Udgift

Udgiften til udplantning er 20.000 pr Ha bund. Da den beplantbare littoralzone skønnes at udgøre 1 ha, vil udgiften være ca. 20.000 kr. Udgiften forbundet med opgravning til egen matrikel vil være ca. 32.000 kr, hvis man antager, at et ton hornblad fylder 2 m² (se beregninger i tabel 3.4).

Fosforreduktion

Makrofyterne og den deri bundne fosfor kan opsamles og fjernes ved flydespærringen. Hvis 30% af Fæstningskanalens overflade bevokses med 100 g tv m⁻² hornblad, vil der bindes 12 kg P. Tørvægten er 2 % af vådvægten og hvis det antages at 70% af hornbladbiomassen når frem og stoppes af flydespærringen, vil der i sommerperioden kunne fjernes 8,4 kg P bundet til ca. 80 ton vådvægt hornblad (se beregninger i tabel 3.4).

Det skal bemærkes, at der her ikke er taget højde for den mængde hornblade, der kommer forbi flydespærringen og videre til Utterslev Mose. Hvis 10% af den samlede hornbladmængde ikke fanges af flydespærringen og i stedet bliver en del af fosforindholdet i tilløbsvandet, vil fosforindholdet stige med 1,2 kg P.

Tabel 3.4		
Opfiskning af 40% på et år fjerner		
$200 \text{ kg} * 0,25 * 5,4 \text{ Ha} * 0,0211 \text{ kg P kg}^{-1} * 0,4 =$		2,28 kg P
Affaldsudskillelse fra fisk i sommerperioden udgør en belastning på:		
$22,8 \text{ kg P} * 0,32 =$		7,3 kg P
Affaldsudskillelse fra 80% af karpefiskbiomassen		
$0,8 * 7,3 \text{ kg P} =$		5,8 kg P
Prisen pr opfiskning.		
$5,4 \text{ ha} * 20.000 \text{ kr} =$		108.000 kr
Prisen for udsætning af rovfisk er på ved 2000 kr pr Ha og 5,4 ha .		
$5,4 \text{ ha} * 2000 \text{ kr} =$		10.800 kr
Udplantning på 30% overfladen af Fæstningskanalen bevokses med 100 g tv m^{-2} Hornblad.		
$53.000 \text{ m}^2 * 0,3 * 100 \text{ g tv} * 0,0075 \text{ g P g tv}^{-1} = 11925 \text{ g P} =$		12 kg P
Fosfor bundet til høstet Hornblad	$12 \text{ kg P} * 0,7 =$	8,4 kg P
Vådvægt Hornblad	$53.000 \text{ m}^2 * 0,3 * 100 \text{ g tv} * 0,7 * 100/2 =$	55,7 ton
Fosfor bundet til Hornblad i tilløbsvand til Utterslev Mose		
$12 \text{ kg P} * 0,1 =$		1,2 kg P
Udgift forbundet med udplantning		
$1 * 20.000 =$		20.000 kr
Udgift forbundet med høst af Hornblad		
$55,7 \text{ ton} * 2 * 200 \text{ kr} =$		22.2600 kr

Efter således at have gennemgået de forskellige metoder til sørestauration af Fæstningskanalen, vil jeg i det følgende gennemgå forholdene for Utterslev Mose. Afsnittet om Utterslev Mose vil i lighed med de foregående behandle metoder til reduktion af ekstern og intern belastning samt muligheder for biomanipulation. På grund af et større datagrundlag er afsnittet om Utterslev Mose mere omfattende og udførligt end de foregående afsnit.

3.5: Utterslev Mose

Utterslev Mose var oprindeligt et sumpområde og udgjorde i tidligere tider en del af Københavns forsvarsværk. I 1939 – 1943 blev sumpen udgravet og fik reguleret vandstand og fremstår i dag som tre sammenhængende søer: Øst, midt og vest, med mange tagrørsdækkede øer.

3.5.1: Fysiske forhold

Utterslev Mose dækker et vådområde på ca. 89 ha, hvoraf vandfladen udgør ca. 57 ha og øer de resterende 32 ha. Søerne har en samlet længde på ca. 3 km og maksimum 500 m bredde.

Gennemsnitsvanddybden er 0,7 m, max dybde er 2,1 m og vandvolumen er ca. 580.000 m³ ved flodemål. Utterslev Mose tilføres ca. 2 mio.m³ vand årligt, vandet har en opholdstid på ca. 4 måneder (Gervin et al. 2004).

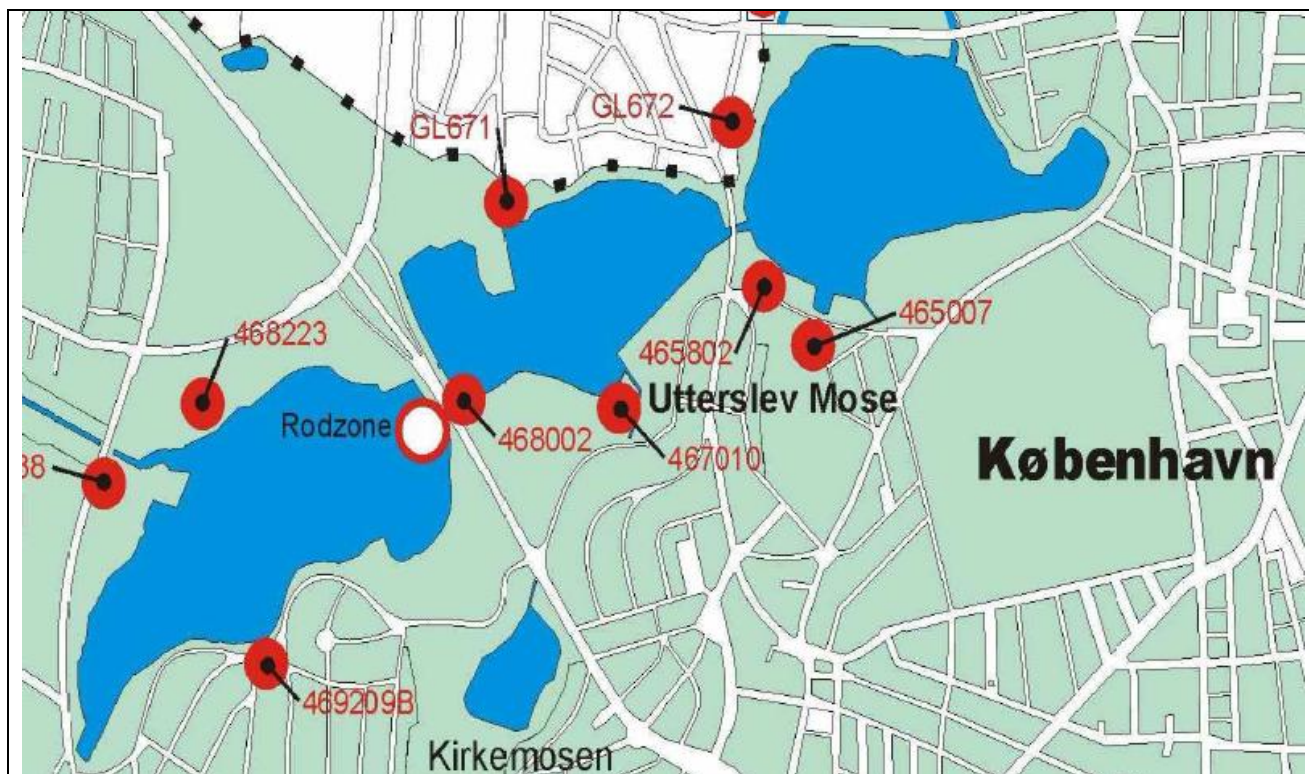


Fig. 3.5 Utterslev mose.
røde cirkler markerer overløb. (Michelsen et al. 2004) Målestok ca. 1:20.000, nord er op.

3.5.2: Vandtilførslen

Vandtilførslen til Utterslev Mose kommer primært fra Fæstningskanalen (40%), regn og afstrømning fra oplandet (55%), mens vandtilførslen fra overløb udgør få procent (Gervin et al.

2003, Gervin et al. 2004). Fosfortilførslen fra overløb direkte til Utterslev Mose har før 1995 udgjort mere end halvdelen af det samlede eksterne bidrag. Før 1995 var den samlede årlige eksterne fosfortilførsel gennemsnitligt 800 kg, mens det efter 1995 faldt til ca. 400 kg. Årsagen til dette fald er etablering af forsinkelsesbassiner på overløbsrør og rodzoneanlæg (Gervin et al. 2003).

3.5.3: Utterslev Mose 2003

3.5.3.1: Ekstern belastning

Sommer ekstern belastning af Utterslev Mose kommer fra fugle (73kg P), tilløb fra Fæstningskanalen (66,3 kg P) og overløb (73kg P) – heraf kommer 34 kg P fra overløb i Nordkanalen og 39 kg P fra overløb i Utterslev Mose (se appendiks 7 - fosforbalance) (Gervin et al. 2003, Gervin et al. 2004).

3.5.3.2: Intern belastning fra sediment

Frigivelse af mobil fosfor i form af ortofosfat kommer til udtryk i vandets stigende ortofosfatindhold i perioden maj-sep. Det ses i appendiks 6, at den største måling af ortofosfat falder sammen med, at der i slutningen af juli og starten af august er det laveste målte indhold af ilt i bundvandet.

Hvis man antager, at forskellen på vandets indhold af ortofosfat i sommer- og vintermånederne er bestemt af frigivelse af fosfor fra sedimentet, kan mængden af frigivet fosfor fra sedimentet i sommerperioden beregnes til 98,72 kg P (Se beregning i tabel 3.5). Dette stemmer godt overens med Gervin et al. 2004's beregning på 93,9 kg P.

Det skal bemærkes, at ortofosfat udgør en del af den samlede fosformængde i vandet.

3.5.3.3: Fosfor i vand

Den samlede pulje af fosfor i vandet beregnes som gennemsnit af total P i vandet i sommerperioden, hvilket giver 240,12 kg P (Se beregning i tabel 3.5).

3.5.3.4: Fraløbsvand

115,75 kg P forsvinder fra systemet i form af fraløb videre til Søborghusrende, kan beregnes på grundlag af gennemsnitstotal P i vandet i sommerperioden og appendiks 7 - vandbalance, hvor der bruges maj-september i kolonnen "fraløb målt fratrasket Nordkanalen" (Se beregning i tabel 3.5).

3.5.3.5: Sediment

I 2002 blev der lavet sekventiel fosforfraktionering i østbassinets sedimentet (se appendiks 8). Den mobile fosforfraktion udgøres primært af jernbunden-P og adsorberet fosfor (ads-P) i dybden 0-10 cm. Der findes gennemsnitsværdi på baggrund af data fra stationerne A, B og 1704, i dybden 0-10 .

Tørvægt	Jern-P	Ads-P
12,144%	0,269 g/kg ts	0,02 g/kg ts

Vi ved, at densiteten af vådt søsediment er 1,5 (Ingerslev et al. 2006), det antages sedimentoverfladens udbredelse modsvarer arealet af søens åbne vand på 57 ha. En ha er $1 \cdot 10^4 \text{ m}^2$, på grundlag af disse data kan den samlede mobile fosforpulje beregnes til 2.824 kg P (Se beregning i tabel 3.5).

Denne beregning stemmer rimeligt overens med, at Gervin et al. 2004 på basis af samme fosfordifferaktion beregner den mobile pulje i østbassinet alene til at udgøre godt 1000 kg P. Da østbassinet udgør 16 ha ud af 57 ha (Gervin et al. 2004), ville den samlede pulje være:

$$(1000 / 16) \cdot 57 = 3562,5 \text{ kg P}$$

3.5.3.6: Fytoplankton

Fytoplanktonmængden har i maj til september 2003 gennemsnitligt været på $16,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, domineret af cyanobakteriearten *Planktothrix agardii* og grønalgslægten *Chlorococcales spp.* (se fytoplanktonbiomasse i appendiks 9). Fosformængden bundet til fytoplankton er forskelligt fra art til art, de fundne fytoplankton i Utterslev Mose har det ikke været muligt at finde data på. Det har imidlertid været muligt at finde data på andre grønalger og cyanobakterier, *Chlorella spp.* (grøn alge) indeholder 1,009 % P DW, mens *Anabaena spp.* indeholder 0,388 % P DW (Enriquez et al. 1993). I sammenligning med anden fytoplankton opgjort i Enriquez et al. 1993, har *Anabaena spp.* et relativt lavt fosforindhold og *Chlorella spp.* et indhold lidt over middel, der er ca. 0,8 % P DW (Enriquez et al. 1993). Hvis der antages en fordeling på 50% af hver af de to slægter, er fosforindholdet gennemsnitligt 0,739 % P DW. I litteraturen omregnes 1 mm^3 fytoplankton til 0,29 mg tørvægt (Jeppesen et al. 2000). På baggrund af disse tal og søens volumen er fosforindholdet bundet til fytoplankton 20,51 kg P (Se beregning i tabel 3.5).

Det er her antaget, at fytoplankton er til stede i hele vandsøjlen, hvilket ikke er urealistisk med en gennemsnitsdybde på 0,7 m. Det skal bemærkes, at fytoplankton udgør en del af den samlede fosforpulje i vand.

3.5.3.7: Zooplankton

Zooplankton middelbiomasse for sommeren 2003 var på 0,54 mg tv l⁻¹ og domineret af *Bosmina longistoris* (Gervin et al. 2003). Fosforindholdet i zooplankton varierer afhængigt af art og størrelse. Fosforindholdet i tre cladocer-slægter stiger med deres størrelse. *Daphnia spp.* har ca. 1,5%, *Holopedium spp.* har ca. 1,3% og *Bosmina spp.* 0,8% (Andersen & Hessen 1991). *Bosmina spp.* bruges som beregningsgrundlag, idet denne udgør størstedelen af zooplankton. På basis af fosforindholdet i *Bosmina spp.* er der i sommermånederne bundet 2,51 kg P til zooplanktonpuljen (Se beregning i tabel 3.5).

3.5.3.8: Benthiske invertebrater

Benthiske invertebrater udgør 3762 mg m⁻² i østbassinet og 4838 mg m⁻² i vestbassinet (Gervin et al. 2005). Med et fosforindhold på 0,5% af vådvægt er der bundet 12,3 kg P (Se beregning i tabel 3.5).

3.5.3.9: Karpefisk

Biomassen af søens karpefiskeyngel udgør i 2003 0,74 g m⁻³ (Gervin et al. 2004), tørvægt er 25% af vådvægt og fosforindhold af skaller er 2,11% P tv (Dantas & Attayde 2007), hvilket giver en fosforpulje på 2,25 kg P (Se beregning i tabel 3.5). Regnløjen er den dominerende yngelart. Det har ikke været muligt at finde fosfordata på denne art, men det antages at forskellen på fosforindhold i de to arter ikke er særlig stor. Denne antagelse bygger på fosforindholdet i andre fisk som opgjort i Dantas & Attayde 2007.

Biomassen af fisk fra andre aldersklasser er der ikke data på, men søer med samme fosforkoncentration og yngelbestand af karpefisk som Utterslev Mose indeholder flere hundrede kg fisk pr Ha (Søndergaard et al. 1999) og tørvægt på 25% af vådvægt med et fosforindhold på 2,11% P tv (Dantas & Attayde 2007). Utterslev Moses vandareal udgør ca. 57 Ha. Hvis der er ca. 200 kg voksne karpefisk pr Ha, udgør den voksne karpefisk fosforpulje 60,14 kg P (se beregning i tabel 3.5).

Den samlede mængde fosfor bundet til karpefisk udgør $2,25 + 60,14 = 62,385$ kg P.

3.5.3.10: Affaldsudskillelse fra karpefisk

Recyclering i form af affaldsudskillelse fra karpefisk kan modsvare 32% af intern belastning (Persson 1997). Hvis man beregner på grundlag af den interne belastning i sommerperioden, kan affaldsudskillelse fra karpefisk i sommerperioden udgøre en belastning på $31,6$ kg P sommer⁻¹ (Se beregning i tabel 3.5).

3.5.3.11: Rovfisk

Der er ligeledes ikke opgjort data for biomassen af rovfisk i søen, men da søen har en af Danmarks største bestande af gedder (Gervin et al 2005) sætter jeg biomassen og dermed fosformængden til at udgøre 10% af den samlede karpefiskbestand, hvilket er estimeret ud fra betragtningen om energioverførsel fra et trofisk niveau til et andet. Rovfisk udgør således $6,2$ kg P (se beregning i tabel 3.5).

3.5.3.12: Andre faktorer

Ud over de beskrevne organismer antages det, at pelagiske og bentiske bakterier udgør en anseelig biomasse og en stor fosforpulje, det samme gælder fint partikulært organisk materiale (FPOM), i form af udskilt materiale fra søens organismer. Disse to puljer er der ikke data for, jeg betragter dem som værende en del af vandets fosforpulje.

Submerse makrofytter i Utterslev Mose var fraværende i 2003, trådalger havde en dækningsgrad på 0,5% og flydebladsplanter udgjorde 0,05% (se appendiks 10).

Tabel 3.5 Fosfordynamik Utterslev Mose sommeren 2003		
Tilførsel: Ekstern P belastning		<u>212,3 kg P</u>
Tilførsel: Intern P belastning		
((sommer (maj-sep) / antal målinger) – (vinter (okt-april / antal målinger))) * liter vand i sø		
((1,802 / 10) - (0,091 / 9)) mgP l ⁻¹ * 580.000.000 l =		<u>98,72 kg P</u>
Fraførsel: P i fraløbsvand		
279.595.000 l * 0,414 mg P l ⁻¹ =		<u>115,75 kg P</u>
Puljen af P i vand		
mg P l ⁻¹ maj til september / 10 = 0,414 mg P l ⁻¹		
0,414 mg P l ⁻¹ * 580.000.000 =		<u>240,12 kg P</u>
Puljen af mobil P i sediment		
570.000 m ² * 0,1m * 1500 kg m ⁻³ * 0,12144 ts * 0,272 g/kg ts = 2.824.208,640 g P		
		= <u>2,824 kg P</u>
Puljen af Fytoplankton		
1,09 % P DW + 0,388 % P DW = 0,739 % P DW		
16,5 mm ³ l ⁻¹ * 0,00739 * 0,29 mg ¹ mm ⁻³ * 580.000.000 l vand = 20.509.000 mg P		
		= <u>20,51 kg P</u>
Puljen af Zooplankton		
0,54 mg tv l ⁻¹ * 0,008 * 580.000.000 l = 7.482.000 mg P		
		= <u>2,51 kg P</u>
Puljen af Bentiske invertebrater		
(3762 mg m ⁻² + 4838 mg m ⁻²) / 2 * 570.000 m ² * 0,005 = 12.255.000 mg P		
		= <u>12,3 kg P</u>
Puljen af karpefisk yngel		
0,74 g m ⁻³ * 580.000 m ³ * 0,0211 * 0,25 = 2.253 g P		
		= <u>2,25 kg P</u>
Puljen af karpefisk voksne		
0,25 * 0,0211 * 200kg * 57ha		<u>= 60,14 kg P</u>
Tilførsel: Affalds udskillelse fra karpefisk		
98,72 kg P * 0,32 =		= <u>31,6 kg P</u>
Puljen af rovfisk	62,385 kg P * 0,1	= <u>6,2 kg P</u>

3.5.4: Sørestaurering af Utterslev Mose

Tabel 3.5 viser en oversigt over fosfordynamikken i Utterslev Mose sommeren 2003. Det fremgår, at fosformængderne der tilføres og fraføres systemet, er større end dem, der bliver bundet i systemet. Årsagen til dette er, at fosforbindingskapaciteten i økosystemet og sedimentet ikke er tilstrækkelig. Mange år med for høje næringsstofværdier har resulteret i et ubalanceret økosystem med store mængder fytoplankton, karpefisk, lav sigtedybde og stort set ingen submerse makrofytter. Første skridt i en sørestaurering er en begrænsning af ekstern og intern belastning.

3.5.4.1: Ekstern belastning

Den eksterne belastning stammer som tidligere beskrevet primært fra fugle, Fæstningskanalen, Nordkanalen og overløb.

.

3.5.4.1.1: Reduktion af ekstern belastning fra Fæstningskanalen

Hvis der sker en indsats i Fæstningskanalen som beskrevet i afsnit 3.4, kan sommerfosfortilførslen sænkes fra 66,3 til 8,45 kg P.

3.5.4.1.2: Reduktion af ekstern belastning fra Nordkanalen

Indsatsen overfor overløbshændelserne i Nordkanalen kan, som beskrevet i afsnit 3.3, sænke overløbsbidraget til Utterslev Mose fra 34 kg P i sommerperioden til ca. 0 kg P.

3.5.4.1.3: Reduktion af ekstern belastning fra fugle

Proces

Fosforbelastningen fra fugle hænger formentligt sammen med fuglefodring, idet 1 kg brød indeholder ca. 10 gram fosfor. Reduktion skal ske ved oplysning af borgerne, muligheden for dette beskrives i afsnit 4.

Udgift

Det har ikke været muligt at finde data på udgifter forbundet med oplysning af borgere.

Fosforreduktion

Det har ikke været muligt at finde data på reduceret fosforudledning som resultat af begrænsning af fuglefodring, et estimat ville være en reduktion på 25%, hvilket ville sænke denne kilde til ca. 55 kg.

3.5.4.1.4: Reduktion af ekstern belastning fra overløb

Proces

Overløb i Utterslev Mose er allerede blevet reduceret ved opbygning af forsinkelsesbassiner på en del af strengene. Reduktionen kan imidlertid øges ved at opbygge bassiner på de strenge, der endnu ikke har bassiner.

Udgift

Forsinkelsesbassiner direkte på kloakstrengene koster 800.000 kr pr. befæstet ha, den årlige driftsudgift er på 8.000 pr. befæstet ha. Anlægget har en levetid på 50 år (H et al 2006). Størrelsen af det befæstede areal udregnes på baggrund af den årlig vandtilførsel via overløb på 36.916 m² vand, hvilket giver en udgift på ca. 31 mio. kr og årlig udgift på ca. 3 mio.kr (se beregning i tabel 3.6).

Fosforreduktion

Rensningseffektiviteten er 2,99 kg P ha⁻¹, hvilket vil sige, at forsinkelsesbassinerne kan reducere udledningen med 118,7 kg P år⁻¹ eller 23,9 kg P sommer⁻¹ ved vandtilførsel på 22.213 m³ i sommerperioden. Den eksterne belastning i sommerperioden fra overløb kan ved konstruktion af forsinkelsesbassiner reduceres fra 39 kg P til 15,1 kg P (se beregninger tabel 3.6).

I det følgende vil jeg gennemgå mulighederne for reduktion af den interne belastning.

3.5.4.2: Intern belastning

Den interne belastning kommer fra fosforfrigivelse fra sediment. Frigivelse af fosfor fra sediment kan reduceres ved enten at fjerne kilden eller hindre frigivelsen. Kilden kan delvist fjernes via opgravning og frigivelsen kan reduceres en række år ved en aluminiumsbehandling.

3.5.4.2.1: Reduktion af intern belastning ved opgravning

Proces

Hvis sedimentet skal opgraves, er det nødvendigt at bortgrave 30 cm i dybden. Dette vil sige, at der skal fjernes 171.000 m^3 sediment, svarende til 256.650 ton sediment.

Udgift

Ved en opgravningspris på 200 kr pr m^3 vil udgiften være ca. 24 mio. kr. Transport af 256.6500 ton sediment ved afstand på 20 km a 3 kr koster ca. 15 mio. kr. Rensning og deponering 700 kr pr ton har udgift på ca.180 mio. kr, beregninger er baseret på Ingerslev et al. 2006 (se beregninger tabel 3.6).

Fosforreduktion

Fosforreduktionen via opgravning kan ikke beregnes.

3.5.4.2.2: Reduktion af intern belastning ved aluminiumsbehandling

Proces

Fosforfrigivelsen fra sedimentet kan reduceres ved en aluminiumsbehandling. Den mobile pulje er på 2824 kg. Ved at tilføre aluminium til hele puljen sikres, at behandlingen har en længere levetid. Tilførsel af aluminium sker i molforhold på 1:10 mellem fosfor og aluminium. Aluminium opløsningen pax-14 har 7,2% aluminium

$$M = 1 \text{ mol Al}^{3+} = 26,98 \text{ g}$$

$$M = 1 \text{ mol PO}_4^{3-} = 30,97 \text{ g} + 4 \cdot 16 \text{ g} = 94,97 \text{ g}$$

$$n = m/M = 2,824 \cdot 10^6 \text{ g} / 94,97 \text{ g} = 2,9736 \cdot 10^4 \text{ mol PO}_4^{3-}$$

$$m = n \cdot M = 2,9736 \cdot 10^5 \text{ mol Al}^{3+} \cdot 26,98 = 8,023 \cdot 10^6 \text{ g Al}^{3+}$$

$$100 / 7,2 \cdot 8,023 \cdot 10^6 \text{ g} = 111,4 \text{ ton pax-14}$$

Spredning af 111,4 ton pax-14 med en pH ca. 1 vil bevirke et midlertidigt pH-fald og efter opblanding et alkalinitetsfald. Vandet i Utterslev Mose havde i sommerperioden 2003 en alkalinitet på $3,710 \text{ mmeql l}^{-1}$. Faldet i alkalinitet kan estimeres ved at beregne mængden af hydrogenioner, der tilføres via HCl i pax-14 og ud fra dette at beregne faldet i alkaliniteten.

Pax-14 indeholder 260 g HCl l^{-1} , hvilket vil sige, at den molale koncentration kan beregnes

$$M = 1 \text{ mol HCL} = 1,008 + 35,45 = 36,458 \text{ g}$$

$$c = 260 \text{ g} / 36,458 \text{ g} = 7,13 \text{ M}$$

Densiteten på pax-14 er $1,31 \text{ ton m}^{-3}$, derved indeholder 111,4 ton:

$$V = 111,4 / 1,31 = 85,038 \text{ m}^3 = 85.038 \text{ l HCl}$$

Antallet af hydrogenioner beregnes nu via $n = c * V$

$$n_{\text{HCl}} = 7,13 \text{ M} * 85.038 \text{ l} = 606.321 \text{ mol}$$

På basis af alkalinitet og volumen beregnes Fæstningskanalens evne til at buffe

$$3,710 * 10^{-3} * 580.000.000 \text{ l} = 2.151.800 \text{ mol}$$

Efter tilførsel af 111,4 ton pax-14 vil alkaliniteten i Utterslev Mose falde til

$$2.151.800 \text{ mol} - 606.321 \text{ mol} = 1.545.479 \text{ mol}$$

$$\text{alkalinitet} = 1.545.479 \text{ mol} / 580.000.000 \text{ l} = 2,67 * 10^{-3} = 2,67 \text{ mmeql l}^{-1}$$

Denne reduktion fra $3,710 \text{ mmeql l}^{-1}$ til $2,67 \text{ mmeql l}^{-1}$ viser, at aluminiumsbehandlingen ikke vil sænke vandets pH efter fuld opblanding.

Udgift

Udgifter til pax-14 og udspredning udgør ca. 8000 kr pr ton pax-14 ved minimum 10 ton, hvilket giver en samlet udgift på ca. 900.000 kr.

Fosforreduktion

I teoriafsnittet vises, at aluminiumsbehandlingen reducerer udledningen af fosfor fra sediment med 90%. Den interne sommer P belastning estimeres at blive reduceret fra 98,72 til 9,9 kg P

Tabel 3.6 reduktion af intern og ekstern belastning Utterslev Mose		
Udgift til overløbsbassin.		
	$36.916 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 800.000 \text{ kr} = 31.755.699 \text{ kr} \rightarrow 31.760.000 \text{ kr}$	
	$36.916 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 8.000 \text{ kr} = 317.557 \text{ kr år}^{-1} \rightarrow 318.000 \text{ kr år}^{-1}$	
Rensningseffektivitet af overløbsbassiner		
	$36.916 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 2,99 \text{ kg P ha}^{-1} = 118,7 \text{ kg P år}^{-1}$	
	$22.213 \text{ m}^3 / 930 \text{ m}^3 * 2,99 \text{ kg P ha}^{-1} = 23,9 \text{ kg P sommer}^{-1}$	
Opgravning af sediment		
	$570.000 \text{ m}^2 * 0,3\text{m} = 171.000 \text{ m}^3 \text{ sediment}$	
	$171.000 \text{ m}^3 \text{ sediment} * 1,5 \text{ ton m}^{-3} = 256.650 \text{ ton sediment}$	
Udgift til opgravning		
	$171.000 \text{ m}^3 * 200\text{kr} = 24.200.000 \text{ kr}$	
Udgift til transport		
	$3 \text{ kr} * 20 * 256.650 \text{ ton} = 15.399.000 \text{ kr}$	
Udgift til deponering		
	$256.650 * 700 \text{ kr} = 179.655.000 \text{ kr}$	
Udgift til aluminiumsbehandling		
	$111,4 \text{ ton pax-14} * 8000 \text{ kr} = 891.200 \text{ kr}$	
Udledning af fosfor fra sediment reduceres til		
	$0,1 * 98,72 \text{ kg P} = \underline{9,9 \text{ kg P}}$	
Intern og ekstern fosforreduktion		
Før :	$311 \text{ kg P} / 580.000.000 \text{ l} =$	$0,536 \text{ mg P l}^{-1}$
Efter :	$\text{kg P } 88,45 \text{ kg P} / 580.000.000 \text{ l} =$	$0,153 \text{ mg P l}^{-1}$

3.5.4.3: Biomanipulation

Ved biomanipulation forstås her opfiskning af karpefisk, udsætning af rovfisk og udplantning af submerse makrofyter.

3.5.4.3.1: Biomanipulation – Opfiskning

Proces

Første skridt i biomanipulation er at opfiske 80% af søens karpefisk i løbet af en periode på 2 år, hvilket reducerer fosforpuljen bundet til opfiskede karpefisk og reducerer fosforudskillelsen forårsaget af den opfiskede pulje.

Udgift

Pris for opfiskning af karpefisk er ca. 20.000 kr pr ha (H et al. 2006). Prisen for opfiskning er ca. 1,14 mio. kr (se udregning i tabel 3.7).

Fosforreduktion

I tabel 3.7 er den samlede karpefisk fosformængde beregnet til 62,39 kg P. Opfiskning af 80% vil fjerne ca. 50 kg P.

Her estimeres, at den tilbageværende karpefiskbiomasse og derved mængden af bundet fosfor øges med 50 til 100% i løbet sommeren, hvilket svarer til at karpefisk binder 6,2-12,48 kg P pr sommer. Fosformængden bundet til karpefisk vil altså forøges hver sommer, medmindre der sker en kontinuerlig opfiskning.

I de videre beregninger antages det, at karpefisk tilvækst binder gennemsnitligt ca. 9,5 kg P årligt, og at der sker en årlig opfiskning, der holder karpefiskbestanden nede på 20% af den oprindelige masse (se beregninger i tabel 3.7).

Opfiskningen påvirker vandets fosforindhold yderligere via nedsat recyklering af næringsstoffer. Hvis der opfiskes 80% af karpefiskemassen, og hvis kontinuerlig opfiskning holder fiskebestanden nede, vil der de følgende år være en fosforreduktion i sommerperioden på 25,3 kg P sommer⁻¹ som følge af nedsat affaldsudskillelse.

Ved kontinuerlig opfiskning kan der samlet fjernes 34,8 kg P sommer⁻¹ (se beregninger i tabel 3.7).

3.5.4.3.2: Biomanipulation - Udsætning af rovfisk

Proces

Hvis der sker en kontinuerlig opfiskning af karpefisk, kan denne kombineres med udsætning af store aborrer, som kan virke kontrollerende på bestanden af karpefisk. Hvis dette lykkes, kan den årlige opfiskning af karpefisk ophøre.

Udgift

Pris for udsætning af rovfisk er ca. 2000 pr Ha, hvilket giver en samlet udgift på 114.000 kr.

Fosforreduktion

Fosforreduktion ved udsætning kan ikke beregnes direkte, men diskuteres i afsnit 4.

3.5.4.3.3: Biomanipulation - Udplantning af submerse makrofyter

Proces

Beregninger i tabel 3.7, viser at der ved de foregående tiltag er fjernet en fosfor mængde, svarende til at en yderligere reduktion på 18,9 kg P vil medføre at vandets fosfor indhold kommer ned på 0,06 mg P l⁻¹.

18,9 kg P kan bindes til submerse makrofyter såsom hornblad. Ved en dækningsgrad på 50% af Utterslev Moses åbne vand og med et fosforindhold på 0,75% af tørvægt, så skal søen have X g tv m⁻² Hornblad:

$$570.000 \text{ m}^2 * 0,5 * X \text{ g tv m}^{-2} * 0,0075 \text{ g P g tv}^{-1} = 18,9 \text{ kg P sommer}^{-1} \Rightarrow$$

$$X \text{ g tv m}^{-2} = 18,9 \text{ kg P sommer}^{-1} / (570.000 \text{ m}^2 * 0,5 * 0,0075 \text{ g P g tv}^{-1}) = >$$

$$X \text{ g tv m}^{-2} = 18.900 \text{ g P sommer}^{-1} / 2137,5 \text{ m}^2 \text{ g P g tv}^{-1}$$

$$X = 8,84 \text{ g tv m}^{-2} \text{ sommer}^{-1}$$

Hvis 50 % af Utterslev Moses overflade i sommerperioden kan dækkes med 8,84 g tv m⁻² hornblad, kan fosformålsætningen på 0,06 mg P l⁻¹ opnås.

Tørvægten er 2 % af vådvægten, og hvis det antages, at det er muligt at høste 50 % af hornbladbiomassen, vil der i sommerperioden skulle fjernes 31,5 ton vådvægt Hornblad.

En vis mængde af de submerse makrofyter vil ikke blive høstet. Der skal gøres en ihærdig indsats, for at de ikke føres videre i systemet. Ved konstruktion af nyt tilløb til Nordkanalen, vil tilløbet

skifte fra at være en kanal på over 5 m i bredde til at være et rør med diameter på ca. 100cm. Yderligere kommer det nye tilløb til at ske fra et mindre overskygget bassin (egne observationer). Det er således muligt at placere en række flydespærringer, der kan virke som barrierer for submerse makrofyter, men tillade faunapassage. Det må alligevel forventes at op til ca.10% af søens submerse makrofyter kan passere videre i systemet. Ved 18,9 kg P sommer⁻¹ bundet til hornblade udgør P belastning til udløb fra hornblade 1,89 kg P sommer⁻¹.

Udgift

Udgiften til udplantning er 20.000 pr Ha bund, da gennemsnitsdybden i Utterslev Mose er 0,7 m kan udplantningen i princippet ske på størstedelen af søernes areal. Som opstart foreslås det at beplante 10%. Udgiften til dette vil være 114.000 kr.

Udgiften forbundet med høst og opgravning til egen matrikel til pris 300 kr pr m², vil ved antagelsen at et ton hornblad fylder 2 m² være 18.900 kr.

Fosforreduktion

Reduktion af ekstern og intern belastning kombineret med opfiskning af karpefisk kan resultere i at fosforindholdet i søen reduceres til 53,7 kg P sommer⁻¹ svarende til 0,093 mg P l⁻¹ sommer⁻¹. For at nå målsætningen på 0,06 mg P l⁻¹ sommer⁻¹ skal der bindes 18,9 kg P sommer⁻¹ til submerse makrofyter.

Den samlede effekt af sørestaureringen gennemgås i afsnit 4.

Tabel 3.7 biomanipulation af Utterslev Mose		
Udgift til opfiskning	57 ha * 20.000 kr	= 1.140.000 kr
Opfiskning af karpefisk	0,8 * 62,39 kg P	= 49,9 kg P
P reduktion i vand som direkte følge af opfiskning	$62,39 \text{ kg P} - 49,9 \text{ kg P} = 12,48 \text{ kg P sommer}^{-1}$ $(6,2 + 12,48) / 2$	= 9,34 kg P sommer ⁻¹
P reduktion i vand som indirekte følge af opfiskning pa. nedsat affaldsudskillelse	0,8 * 31,6 kg P	= 25,3 kg P sommer ⁻¹
Samlet P reduktion i vand som følge af opfiskning	9,5 kg P sommer ⁻¹ + 25,3 kg P sommer ⁻¹	= 34,8 kg P sommer ⁻¹
Udgift forbundet med udsætning af rovfisk	57 ha * 2000 kr	= 114.000 kr
P reduktion via reduceret ekstern, intern og opfiskning	$88,45 \text{ kg P sommer}^{-1} - 34,8 \text{ kg P sommer}^{-1}$ $53,7 \text{ kg P sommer}^{-1} / 580.000.000 \text{ l}$	= 53,7 kg P sommer ⁻¹ = 0,093 mg P l ⁻¹ sommer ⁻¹
P i vand ved målsætning	0,06 mg P l ⁻¹ * 580.000.000 l	= 34,8 kg P
P der skal bindes pr sommer til submerse makrofytter	53,7 kg P – 34,8 kg P	= 18,9 kg P sommer ⁻¹
Udgift til udplantning	5,7 * 20.000	= 114.000 kr
Vægt af Hornblad ved fjernelse af 50%	$8,84 \text{ g tv m}^{-2} \text{ sommer}^{-1} * 0,5 = 4,42 \text{ g tv m}^{-2} \text{ sommer}^{-1}$ $570.000 \text{ m}^2 * 0,5 * 0,5 * 4,42 \text{ g tv m}^{-2} \text{ sommer}^{-1} * 100/2$	= 31,5 ton vådvægt
Udgift til fjernelse af Hornblad	31,5 ton * 2 * 300 kr	= 18.900 kr
P fraførsel bundet til Hornblad	0,1 * 18,9 kg P sommer ⁻¹	= 1,89 kg P sommer ⁻¹
P bundet til fraløbsvand ved opfyldt målsætning	314.372.000 l * 0,06 mg l ⁻¹ sommer ⁻¹	= 18,86 kg P sommer ⁻¹
Samlet fraførsel:	1,89 kg P + 18,86 kg P =	= 20,75 kg P

4: Diskussion - Vurdering af muligheder for sørestaurering

I dette diskussionsafsnit vil jeg:

- vurdere hvorledes mine beregninger af Utterslev Moses fosfordynamik og økologiske tilstand i 2003 stemmer overens med Jeppesen et al. 2000 undersøgelser af 71 danske, overvejende lavvandede søer.
- vurdere problematikker ved de forskellige sørestaureringsmetoder på tværs af indsatsområderne.
- opstille en forsvarlig sørestaureringsstrategi baseret på mine beregninger og problematikker forbundet med sørestaurering.
- for hvert vandlegeme vise deres målsætning og hvorledes den kan opfyldes ved sørestaurering, her er fokus på Utterslev Mose.
- Til slut give et overblik over mulig samlet fosfordynamik og økosystem for Utterslev Mose efter sørestaurering

4.1: Utterslev Moses økosystem 2003

4.1.1: Fosfordynamik

På baggrund af data og mine beregninger i tabel 3,5 opstilles (i fig. 4.0 og tabel 4.0) en fosfordynamik over Utterslev Mose sommeren 2003. Tabel 4.0 viser størrelsen af puljer og overførsler, angivet som kasser og pile på figur 4.0. Optags- og tabsrater er ikke beregnet. Figuren viser, hvorledes Utterslev Moses vand tilføres fosfor fra eksterne og interne kilder. Herfra optages det af fytoplankton, disse græsses af zooplankton, der præderes af karpefisk, som også præderer bentiske invertebrater. Karpefisk præderes af rovfisk. Alle organismer har et tab af fosfor i form af organisk materiale, såsom sukkerstoffer, affaldsudskillelse og døde organismer. Tilførslen af fosfor fra interne og eksterne kilder samt recyklering af fosfor fra søens organismer fastholder et højt fosforindhold i søens vand, hvilket er med til at fastholde Utterslev Mose i en overordnet dårlig økologisk tilstand som beskrevet i afsnit 1.3. Sammenhæng mellem søvandets fosforindhold og økologiske tilstand vurderes i næste afsnit.

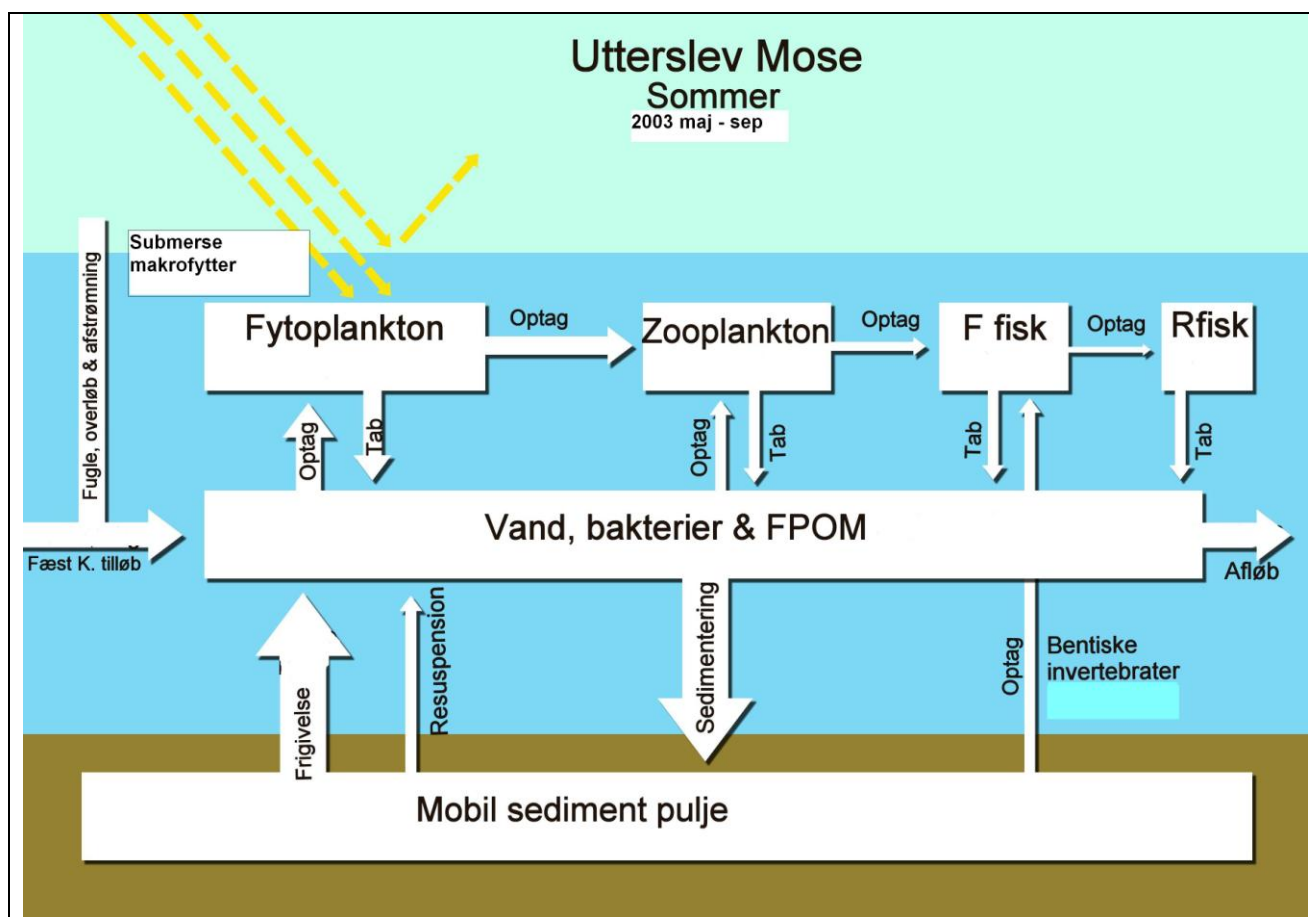


Fig. 4.0 Fosfordynamik: Utterslev Mose i sommerperioden maj-sep 2003. Figuren viser, hvorledes Utterslev Moses vand tilføres fosfor fra eksterne og interne kilder. Herfra optages det af fytoplankton, disse græsses af zooplankton, der præderes af karpefisk (benævnt F fisk=fredfisk), der også præderes af rovfisk. Alle organismer har et tab af fosfor i form af organisk materiale, såsom sukkerstoffer, affaldsudskillelse og døde organismer. Efter sørestaurering skal der ved puljen "submerse makrofytter" være pile der markere optag fra vand og sediment og en pil der markere tab til sediment.

(Tak til Søren Tim Nordbo fra Skråplan for hjælp med grafisk udformning)

(Inspireret af Hosper et al. 2005 og Gulati & van Donk 2002)

Tabel 4.0	
Fosfordynamik i Utterslev Mose	Sommer 2003
Tilførsel: Ekstern P belastning	212,3 kg P
Tilførsel: Intern P belastning	98,72 kg P
Fraførsel: P i fraløbsvand	115,75 kg P
Puljen af P i vand	240,12 kg P
Puljen af mobil P i sediment	2.824 kg P
Puljen af Fytoplankton	20,51 kg P
Puljen af Submerse makrofytter	Ca. 0 kg P
Puljen af Zooplankton	2,51 kg P
Puljen af Bentiske invertebrater	12,3 kg P
Puljen af karpefisk yngel	2,25 kg P
Puljen af karpefisk voksne	60,14 kg P
Puljen af rovfisk	6,2 kg P

4.1.2: Overordnet økologisk tilstand

Man vil ideelt forvente, at der mellem hvert trofiske niveau er en overførsel på 10%. Hvis forholdet mellem to niveauer svarer til 10%, er der ingen fødebegrænsning. Jo større forholdet bliver, jo større er fødebegrænsningen. Når bærekapaciteten er nået, allokeres al energi til opretholdelse af liv og væksten går stort set i stå, hvilket benævnes som næringsstoffbegrænsning (Krebs 2001).

Hvis man betragter søens fosfordynamik sommeren 2003 (se fig. 4.0 og tabel 4.0) i forhold til fosforindholdet i fødekædens forskellige trofiske niveauer, vil man observere følgende forhold mellem søens organismer.

Fytoplankton

Det antages, at det begrænsende næringsstofgrundlag for fytoplankton er fosfor i søens vand, idet de migrerende cyanobakterier kan samles i vandoverfladen og optage sollys og CO_2 uden i nævneværdig grad at være begrænset af langsom diffusion af CO_2 og vandets lysabsorption (Wetzel 2001). Hvis der udelukkende ses på ortofosfat som næringsstofkilde, er fytoplankton en smule næringsstoffbegrænset (se tabel 4.0), men da vandets resterende fosfor også er tilgængeligt til fytoplanktonvækst (Wetzel 2001), er der ikke tale om næringsstoffbegrænsning. Der er her taget højde for, at fytoplankton og ortofosfat selv udgør en del af vandets samlede fosformængde.

Zooplankton

Det ses i tabel 4.0, at mængden af fosfor fra zooplankton svarer til ca. 10% fosformængden fra fytoplankton. Dette svarer til en ideel stofoverførsel på 10% og dermed er zooplankton her ikke fødebegrænset (Krebs 2001). Selv ved en lavere mængde fosfor bundet til fytoplankton opstår der ikke nødvendigvis fødebegrænsning af zooplankton, idet disse også bruger bakterier som fødekilde (Hosper et al. 2005).

Karpefiskyngel

Hvis man betragter karpefiskyngel ud fra den antagelse, at deres fødekilde primært udgøres af zooplankton (Perrow et al. 1999), så er de næringsstoffbegrænsede. Idet zooplankton P kun er lidt større end yngel P, er der ud fra antagelsen om energioverførsel mellem trofiske niveauer for lidt næring bundet til zooplankton..

Voksne karpefisk

Hvis man antager, at fødegrundlaget for voksne karpefisk primært udgøres af bentiske invertebrater (Perrow et al. 1999), så ses det ud fra tabel 4.0, at mængden af fosfor bundet til karpefisk er ca. fem gange større end mængden af fosfor bundet til bentiske invertebrater. Hvis karpefiskmængden er så stor, som det er beregnet på grundlag af estimatet 200 kg karpefisk pr ha og disse udelukkende lever af bentiske invertebrater, er der ikke energi nok til at opretholde bestanden. Enten er estimatet af karpefisk for stort, eller også er fiskene stærkt næringsstofbegrænsede. Dette betyder, at væksten stort set er gået i stå og energi primært bruges til opretholdelse af liv (Jeppesen et al. 2000). Jeg antager, at der her kan være tale om dels et overestimat af karpefiskebestanden og dels at bestanden har langt flere fødekilder end bentiske invertebrater, i form af pelagiske invertebrater, såsom store zooplankton og pelagiske invertebrater der lever i rørskovene.

Rovfisk

Mængden af rovfisk er i forvejen estimeret ud fra overførslen af 10% mellem trofiske niveauer, men hvis karpefiskbestanden er overestimeret, bør rovfiskbestanden også nedjusteres.

4.1.3: Sammenligning med Jeppesen et al. 2000

De beregnede og estimerede forhold i Utterslev Mose 2003 med $0,414 \text{ mg P l}^{-1}$ kan sammenlignes med Jeppesen et al. undersøgelser af 71 danske søer (Jeppesen et al 2000). Figur 1.5 viser ændringer i forhold til søvandets fosforindhold. På baggrund af aflæsning af figur 1.5, kan der ved $>0,4 \text{ P mg l}^{-1}$, forventes følgende:

- Ved opfiskning vil fangsten af karpefisk være på $8 \pm 1 \text{ kg net}^{-1}$ (Planktivorous fish)
- Rovfisk vil udgøre $15 \pm 5 \%$ af den samlede fiskemængde (Carnivorous fish)
- Forholdet zooplankton : fytoplankton vil være $0,15 \pm 0,04$ (Zoopl:phytopl)
- Vandets chlorophyll a vil være $150 \pm 25 \mu\text{g l}^{-1}$ (Chlorophyll a)
- Sigtedydbden vil være $0,8 \pm 0,2 \text{ m}$ (Secchi depth)
- Der vil ikke være submerse makrofytter (Maximum depth submerged macrophytes)

Karpefisk

Opgørelsen af fiskemængde pr net gør, at jeg ikke kan sammenligne data direkte, da jeg ikke har fundet en omregningsfaktor. Mine beregninger og vurderinger viser, at karpefiskyngel i Utterslev Mose 2003 er næringsstoffebegrænsede, hvilket stemmer overens med Jeppesen et al. 2000, hvor det angives, at i stærkt eutrofierede søer har fiskeynglen ofte suboptimale vækst- og livsbetingelser (Jeppesen et al. 2000).

Rovfisk

Mit estimat på at rovfisk svarer til 10% af karpefiskmængde, er indenfor det forventede område på $15 \pm 5 \%$ (Jeppesen et al.2000).

Zooplankton : fytoplankton

Forholdet mellem zooplankton og fytoplankton er målt i biomasse. På basis af data opgjort i afsnit 3.5.3, kan biomasseforholdet beregnes til 0,113 (se udregning nedenfor), hvilket ligger inden for det forventede område på $0,15 \pm 0,04$ (Jeppesen et al.2000)

$$\text{Zooplankton : fytoplankton} = 0,54 \text{ mg tv l}^{-1} / (16,5 \text{ mm}^3\text{l}^{-1} * 0,29 \text{ mg}^1\text{mm}^{-3}) = 0,113$$

Chlorophyl a

Utterslev moses chloropfyl a er opgjort i appendiks 4 og udgør gennemsnitligt i sommerperioden $109 \mu\text{g l}^{-1}$ hvilket er $16 \mu\text{g l}^{-1}$ chlorophyl a under det forventede område, på $150 \pm 25 \mu\text{g l}^{-1}$ chlorophyl a (Jeppesen et al.2000).

Sigtedybde

Sigtedybden i Utterslev Mose er ligeledes opgjort i appendiks 4, sommersigtedybden er gennemsnitligt 0,57 m hvilket er 0,03 m under det forventede område, med sigtedybde på $0,8 \pm 0,2$ m (Jeppesen et al.2000).

Submerse makrofytter

Udbredelsen af submerse makrofytter forventes at være fraværende i Jeppesen et al. 2000 og er det også i Utterslev mose 2003 (se appendiks 10).

Samlet

Mine beregninger på karpefisk og rovfisk kan ikke sammenlignes godt nok med Jeppesen et al. 2000. Men ud over dette forbehold stemmer Jeppesen et al. 2003 opgørelser omkring fysiske og biologiske forhold ved fosforindhold større end $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ i den lavvandede sø, godt overens med forholdene i Utterslev Mose 2003.

På baggrund af dette vil Jeppesen et al. 2000 blive brugt til at beregne ændringerne i zooplankton, fytoplankton, sigtedybde og muligheden for udbredelse af submerse makrofytter, efter at sørestaurering har bragt vandets totale fosforindhold ned på $0,06 \text{ mg l}^{-1}$.

For at fosforreduktionen kan opnås, vurderes på baggrund af mine beregninger i afsnit 3 og litteratur i det følgende afsnit hvilke metoder, der vil kunne bruges.

4.2: Reduktion af ekstern belastning

4.2.1: Fugle

Reduktion af fosforbidrag fra fugle er tidligere foretaget i Kollelev Mose. Kollelev Mose på ca. 5 Ha er vurderet til tidligere at modtage 30 kg fosfor årligt fra fugle. En væsentlig kilde til fuglenes bidrag skyldes fodring med brød (Gabriel et al. 2006a). Selvom Utterslev Mose er over ti gange så stor, er bredarealet det ikke. Hvis Utterslev Mose modtager bare 2 til 3 gange så meget brød som Kollelev Mose, udgør fuglefodring kilden til ca. halvdelen af fosforbidraget fra fugle. Det estimeres af Gervin et al. 2004, at ca. $1/3$ af fuglenes føde stammer fra fodring med brød.

Fuglefodring er en vane, der kan ændres via oplysning i form af foldere uddelt til børnehaver og opsætning af skilte langs søen og især ved typiske fodringspladser. Indsats af denne type har nedsat fodringen kraftigt i Kollelev Mose (pers. kom. Thomas Aabling 2007).

4.2.2: Kloakering versus bassiner

Hvis valget står imellem separatkloakering og forsinkelsesbassiner, er forsinkelsesbassiner, set i forhold til pris og udledning, den mest optimale metode (se tabel 1 og 2 i appendiks 11).

Forsinkelsesbassiner konstrueres som nedgravede bassiner på selve kloakledningen. Ved kraftig vandføring fyldes bassinet langsomt, og når vandføringen falder, ledes vandet tilbage til kloakken.

Hvis den kraftige vandføring fortsætter, efter bassinet er fyldt, føres overskudsvand til overløb.

I tilfælde hvor tæt bebyggelse eller andre forhold vanskeliggør konstruktion af forsinkelsesbassin på kloakledning, kan der bygges bassin med sandfilter eller beplantet bassin på overløbsledningen.

Reduktion af ekstern belastning med forsinkelsesbassin er det mest velafprøvede, men bassin med sandfilter eller beplantning er billigere og kan under de rette forhold reducere fosforudledningen tilstrækkeligt. Beplantet bassin er det billigste og kan resultere i tilstrækkelig fosforreduktion. I følgende afsnit vurderes hvilke bassintyper, der kan opfylde de forskellige lokaliteters behov.

4.2.2.1: Fæstningskanalen

Konstruktion af forsinkelsesbassin er den sikre løsning til fosforreduktion fra U11, men det kan også vælges at lave et beplantet bassin. Ud fra luftfoto og inspektion af området omkring U11 vurderer jeg, at der er plads til at lave et beplantningsbassin. Bassinet kan konstrueres som en sø mellem kolonihaver og boligblokken Utterslev Huse. Der er her ikke taget højde for ejerforhold, fredninger og rørføringer i området. Søen vil have en størrelse på 2,7 ha og vil som vist i beregningsafsnit 3.4.2 medføre en tilstrækkelig fosforreduktion. Da forholdene i beplantningsbassinet er meget kontrollerede, er der i beregningerne gået ud fra, at udbredelsen af submerse makrofytter sker i løbet af en vækstsæson. Jeg har dog visse betænkheder omkring muligheden for opvækst af 4 ton tørvægt hornblad i løbet af en vækstsæson, der bør laves en mere præcis beregning på baggrund af modellering af vækst og høst af hornblad med en sø på 2,7 ha. Forholdene omkring hornblad beskrives mere indgående i afsnittet 4.4: Biomanipulation. Valget af beplantet bassin kan begrundes med lavere udgifter og ønsket om at fortsætte den grønne linje, som Københavns Kommune har anslået ved at anlægge rodzoneanlæg ved overløb til Utterslev Mose (Gervin et al. 2004). Valget af forsinkelsesbassin kan begrundes med, at det er en mere gennemprøvet løsning og at det ikke kræver samme udbredelse.

4.2.2.2: Nordkanalen

I Nordkanalen er den tilførte mængde fosfor så stor, at et effektivt virkende beplantet bassin vil blive urealistisk stort, idet det skal binde en fosformængde, der er mere end tre gange større end ved U11, hvor beplantet bassin foreslås. Et sandrensningsbassin vil med en rensningseffektivitet på 0,67 pr ha opland ikke være effektivt nok. Oplandet til overløbene til Nordkanalen er tæt bebyggelse, derfor kan det være problematisk at konstruere forsinkelsesbassiner. Derfor bør det overvejes at anlægge sedimentations- og fældningsbassin. Her er den opgivne levetid dog et problem. Set over en 80-årig periode vil udgifterne forbundet med sedimentations- og fældningsbassin være større end separat kloakering, idet kloakering har levetid på 80 år og årsudgift på 18.975 kr pr befæstet ha, mens sedimentations- og fældningsbassin har en levetid på 20 år og en årlig udgift på 44.083 kr pr

befæstet ha. Anvendelse af bassin kan således kun anbefales, hvis entreprenør kan garantere længere levetid eller projektere med priser for fremtidig restauring af sedimentation og fældningsbassin. Derfor anbefales at opbygge forsinkelsesbassiner, selv hvis konstruktionen fordyres af vanskelige adgangsforhold. Det kan med fordel vælges at fokusere på de to overløb, der er kilde til 98 kg P ud af den årlig tilførsel på 108 kg P (se evt. appendiks 2).

4.2.2.3: Utterslev Mose

I Utterslev Mose er der på en del af overløbsstrengene allerede opbygget tilbageløbsbassiner. Der er uoverensstemmelse mellem vandføringsdata fra Michelsen et al. 2004 og Gervin et al. 2004 (se appendiks 2 – udledningssted-Utterslev Mose og appendiks 7 – fosforbalance – overløb direkte). Hvis der ikke tages højde for de nybyggede tilbageløbsbassiners vandretentionseffekt, kan belastning fra overløb være forkert opgjort. Michelsen et al. 2004 angiver en årlig belastning på 26 kg, hvoraf 17 kg kommer fra overløb 468223. Gervin et al. 2004 angiver en årlig belastning fra overløb i Utterslev Mose på 67 kg P (beregnet udfra appendiks 2 – udledningssted-Utterslev Mose og appendiks 7 – fosforbalance – overløb direkte).

Da Gervin et al. 2004 data giver worst case scenario og opgør overløb pr. måned, bruges disse data til at give et bud på behovet for reduktionstiltag.

Når der foreligger mere valide data, bør muligheden for reduktion via en kombination af forsinkelsesbassiner og beplantet bassin ved udløb 468223 undersøges.

Ud fra luftfoto af Utterslev Mose sammenholdt med placeringen af overløb på kort over Utterslev Mose (se kort i appendiks 1), antages det, at konstruktion af forsinkelsesbassiner er en mulighed, mens det krævede areal for effektivt rensende beplantet bassin kun kan opfyldes for overløb 468223.

Der vælges i Utterslev Mose at se på reduktion udelukkende via konstruktion af forsinkelsesbassiner.

4.3: Reduktion af intern belastning

Reduktion af fosforbelastning fra sediment kan ske ved opgravning og aluminiumsbehandling.

4.3.1: Opgravning - Nordkanalen

I Nordkanalen er reduktion af intern belastning via opgravning til egen matrikel den billigste løsning, men det er en forudsætning, at det kan gøres forsvarligt. Hvis sedimentet skal køres bort,

skal det pga. højt olie- og tungmetalindhold deponeres på specielle pladser, hvilket vil resultere i anlægsudgifter på i alt ca. 10,5 mio. kr. (Ingerslev et al 2006.). Anlægsudgifterne kan dog reduceres til 2,5 mio. kr. ved at deponere opgravet sediment langs Nordkanalen, idet kravene til placering af forurenede jord ikke gælder, så længe opgravning og deponering sker inden for samme matrikel. For at undgå udsivning skal opgravet jord forsegles med specialmembraner. Før brug af specialmembraner skal der indsamles erfaringer med brug af disse, således at der kan laves en risikovurdering for deponering ved vandlegeme. Opgravning anbefales her, men lokal deponering skal kun ske, hvis det kan vurderes til at være forsvarligt. I mine beregninger går jeg ud fra, at deponering sker på affaldsstationer.

4.3.2: Opgravning - Fæstningskanalen

Bundvandet i Fæstningskanalen har et lavt iltindhold og et højt ortofosfatindhold (se appendiks 3). Dette tyder på, at mikrobiel omsætning forbruger bundvandets ilt, hvilket fører til fosforfrigivelse fra sediment (Jensen & Andersen 1992). Ud fra inspektion af kanalen vurderes, at opgravningen flere steder skal ske fra pram og sedimentet skal transporteres til områder af kanalen, hvor der ikke er høje og stejle brinker. Disse forhold kan øge udgifterne til opgravning. Hvis det udgravede sediment skal opbevares på Fæstningskanalens matrikel, skal det dog sikres, at dette ikke kommer i uoverensstemmelse med fredningsbestemmelser og at der ikke sker en tilbagesivning til kanalen. Her anbefales opgravning, men lokal deponering skal kun ske, hvis det kan vurderes til at være forsvarligt. Efter opgravning anbefales en aluminiumsbehandling.

I beregningsgrundlaget for aluminiumsdoseringen tages der ikke udgangspunkt i at sedimentet opgraves, derfor kan den tilførte aluminiumsmængde eventuelt nedjusteres ved opgravning.

4.3.3: Opgravning - Utterslev Mose

Hvis sedimentet skal opgraves, er det nødvendigt at bortgrave 30 cm i dybden. Når man fjerner mere end de øverste 10 cm sediment med mobilt fosfor, mindskes risikoen for, at det nu inaktive sedimentlag begynder at frigive fosfor pga. blottæggelsen. Denne sammenhæng er vurderet på baggrund af fosfordifferaktion (se beregning tabel 3.5 og se appendiks 8) og undersøgelser af følgevirkningen efter opgravning (Annadotter et al. 1999).

Opgravning af sediment til Utterslev Mose, der er lavet af tidligere opgravet sediment (Michelsen et al. 2004), kan gøres for ca. 24 mio. Der kan dog opstå problemer i form af

udvaskning af fosfor og anden forurening tilbage til søen. Hvis sedimentet er forurenet over jordklasse 2, kan udvaskning fra øer betyde en risiko for søernes dyreliv, og sedimentet bør derfor køres til deponering, omend det resulterer i en samlet udgift på op mod 220 mio.kr. Alternativt kan der overvejes at bruge specialmembraner til forsegling af forurening, som det overvejes i den projekterede opgravning af Nordkanalen.

Det kan ikke anbefales at udgrave Utterslev Mose, i udgiftsberegninger er udgravning derfor ikke medtaget.

4.4.4: Problemer forbundet med udgravning

Udgifter til deponering er meget høje, men sandsynligvis nødvendige ud fra miljøhensyn. Hvis opgravning skal bruges i mange søer og kanaler i København og omliggende kommuner, bør der laves en cost-benefit analyse over konstruktion af deponeringsplads for sø og vandløbssediment. En sådan plads burde kunne nedbringe udgifterne, hvis tilstrækkeligt mange søer og vandløb skal udgraves i løbet af de kommende år ([Ingerslev et al. 2006](#)).

Ved udgravning kan der ske en stor resuspension af sediment i vandfasen, hvilket dels resulterer i en meget stor frigivelse af kemiske stoffer til vandfasen, bla. fosfor, og dels at det næsten er umuligt at fjerne alt sedimentet, så selv efter udgravning vil der ske frigivelse af fosfor fra sedimentet (Annadotter et al. 1999). Selve opgravningen bør foregå i vinterperioden, så den frigjorte fosformængde ikke resulterer i massive algeopblomstringer. Desuden skal vandtilførslen til vandlegemer nedstrøms afskæres indtil sedimentet i vandfasen er bundfældet og helst længere. For at undgå kraftig fytoplanktonopblomstring i det følgende forår og sommer, kan der behandles med aluminium efter opgravning.

Da antallet af problemer forbundet med opgravning er store, er en kemisk binding af den mobile fosforpulje et billigt og effektivt alternativ eller supplement til opgravning.

4.4.5: Aluminiumsbehandling - Fæstningskanalen og Utterslev Mose

Giftvirkning

Som beskrevet i afsnit 2.3.3.1 er aluminium på fri form giftig for dyr. Aluminium på fri form optræder imidlertid kun, hvis pH er under 5. Beregningerne baseret på tilført HCl i aluminiumsblanding og ud fra søens alkalinitet viser, at aluminiumsbehandlingen ikke vil sænke pH

i Fæstningskanalens og Utterslev Moses vand, når der først er sket en fuld opblanding. Denne beregning er dog ikke et udtryk for den præcise alkalinitetsændring, idet aluminiumsioner der ikke bindes til fosfor, kan forbruge hydrogenioner. Aluminiumsioner bindes dog også i vid udstrækning til silicium og humic acids (De Vicente submitted). Vandets alkalinitet er dog så høj, at der er kapacitet til endnu højere alkalinitetsforbrug end det beregnede. Dette betyder, at en korrekt aluminiumsbehandling vurderes til at være forsvarlig i forhold til søernes dyreliv (se beregninger i afsnit 3.4.2 og 3.5.4).

Korrekt behandling

Korrekt behandling foregår, som beskrevet i afsnit 2.3.3.3, på følgende vis:

Spredning af aluminium foregår fra båd. Aluminiumsprodukt pumpes ud til båden, hvor det blandes i skruevandet. Når aluminiumsprodukt, med pH ca.1, blandes med søvandet, med pH 7-8 og alkalinitet på over 2 mmeql, vil pH i blandingsvandet falde midlertidigt, men stige igen under forbrug af alkalinitet. Når pH stiger over 1, sker en udfældning af flokke. Sammenblandingen med skruevandet sikrer god flokdannelse, flokkene daler ned gennem vandet og binder ortofosfat og mindre partikler såsom POM, fytoplankton og små zooplankton. Båden skal gennemsejle søen på en sådan måde, at fisk har mulighed for at undgå en direkte påvirkning. Dette foregår ved at opdele søen i områder, der behandles et ad gangen, så fisk kan flygte og desuden at undgå den kystnære zone, hvor behandlingen på grund af det lave vand kan medføre længerevarende pH-ændring. Selv når alle foreskrifter følges, bør der efter behandlingen holdes øje med eventuel fiskedød (Gabriel 2007).

Fosforreduktion

Behandlingen fjerner stort set fosformængden bundet til vandet og reducerer fosforfrigivelsen med op til 90% de første år efter behandlingen (Reitzel et al. 2005, Gabriel et al. 2006a). Efter en årrække kan frigivelsen dog stige igen, hvilket kan skyldes, at aluminiums bindingskapacitet er opbrugt. Bindingskapaciteten opbruges, idet den tilførte aluminium er bundet til fosfor pga. fortsat tilførsel af fosfor fra dybere sedimentlag eller fra ekstern tilførsel. Årsagen til aluminiumsbehandlingens begrænsede levetid synes at være tilførsel af for små mængder aluminiumschlorid, eller at ekstern tilførsel ikke er blevet tilstrækkeligt begrænset (pers. kom. Henning Jensen 2007).

Problemer med aluminiumsbehandling

Selv efter udført sørestauration vil der blive tilført ny fosfor fra allochtone og autochtone kilder. Ud fra fosformængden der er bundet til det oppumpede vand fra Harestup Å, submerse makrofytter, reducerede overløb og reduceret fuglebidrag, antages det, at mineralisering af bundfældende fytoplankton, POM og submerse makrofytter vil genopbygge et sedimentlag med mobilt fosfor i Fæstningskanalen og Utterslev Mose (pers. kom Henning Jensen 2007).

Hvis ortofosfat i Fæstningskanalen og Utterslev Mose stiger de følgende år, skal behandlingen gentages. I udgiftsberegningen er opstillet worst case med behandling hvert tredje år. Den angivne udgift er sat højt, idet prisen er baseret på en behandling i forhold til det nuværende aktive sedimentlag. Fremtidige behandlinger skal baseres på fosforindholdet i nydannet sediment og evt. diffusion fra dybereliggende lag, hvis der ikke er foretaget en opgravning. Kontinuerligt tilført vand i form af oppumpet vand fra Harestup Å tilfører ny alkalinitet til systemet, så gentagne aluminiumsbehandlinger burde ikke være problematiske i forhold til dyreliv.

Det anbefales at behandle Utterslev Mose og Fæstningskanalen ud fra de beskrevne foreskrifter. Ved uønskede følgevirkninger af første behandlinger bør fremtidige behandlinger dog revurderes. Antallet af fremtidige behandlinger er som sagt forbundet med reduktionsgraden af ekstern belastning, men også afhængigt af effektiviteten af biomanipulation.

4.4: Biomanipulation

Opbygning af et nyt økosystem via biomanipulation er et kompliceret arbejde, der tager flere år at gennemføre og som i mange tilfælde har en effekt på søvandets fosforindhold (Søndergaard et al. 1998). Når målsætningen for flere danske søer ikke har kunne opfyldes, har hovedfaktoren oftest været, at næringsstofbelastningen ikke har været begrænset tilstrækkeligt (Se evt. afsnit 2.5 "Sørestauration –succes?"). Varig effekt på fosforindhold, sigtedybde og økosystem afhænger af, at næringsstofbelastningen kan reduceres til under $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ (Søndergaard 2007).

I beregningsafsnittet for Utterslev Mose (afsnit 3) vises, at det ikke er muligt at komme under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ alene på basis af fysiske og kemiske indgreb, hvorfor det må forventes, at man skal sætte ind med en kontinuerlig biomanipulation løbende over flere år. Antallet af indsatsår er afhængigt af den fortsatte fosforudledning samt af succesraten mht opfiskning af karpefisk, udsætning af rovfisk og udplantning af submerse makrofytter.

4.4.1: Opfiskning af karpefisk

Opfiskning i Fæstningskanalen og Utterslev Mose vurderes samlet.

Opfiskning af karpefisk kan have en kombineret topdown : bottomup-effekt på fytoplankton i form af nedsat prædation af zooplankton og nedsat affaldsudskillelse fra karpefisk. Dette kan uddybes på følgende vis:

Top down-effekten i form af opfiskning af karpefisk resulterer i en kaskadeeffekt, hvor færre karpefisk medfører nedsat prædation på zooplankton, hvilket øger zooplanktons græsningstryk på fytoplankton (Carpenter et al. 1985). Bottom up-effekten ses i form af fosforreduktion i vandet, hvilket skyldes, at færre fisk udskiller en mindre mængde fosfor via affaldsudskillelse. Da affaldsudskillelse kan svare til 32% af intern belastning, er denne reduktion ikke ubetydelig (Persson 1997). Bottom up-effekten træder dog først i kraft, når vandets tilgængelige fosformængde bliver tilstrækkeligt lav, hvilket vil sige, at søen ikke må være eutrof (McQueen et al. 1989). Skift fra eutrof til mesotrof sker, når fosforindholdet i vandet kommer under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ (se tabel 1.0), hvilket stemmer overens med, at biomanipulation først har varig effekt, når vandets fosforindhold kommer under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ (Søndergard 2007).

Opfiskning har i mange tilfælde medført en kraftig biomasseforøgelse af den tilbageværende bestand (Jeppesen et al. 2000, Søndergård et al. 1998, se evt figur 1.5). Opfiskning reducerer tilsyneladende fødekurrencen mellem karpefisk kraftigt, hvilket tillader en stor biomasseforøgelse af den tilbageværende karpefiskbestand i form af vækst og yngel (Jeppesen et al. 2000). Biomassetilvækst af karpefisk er betinget af konsumering af zooplankton og bentiske invertebrater, hvis biomassetilvækst igen er afhængig af fytoplanktontilvækst, der optager fosfor fra vandet (Carpenter et al. 1985). Biomasseforøgelsen af karpefisk vil binde en tilsvarende mængde fosfor i løbet af vækstsæsonen, dvs sommerperioden. For at karpefiskbestanden ikke skal vokse op igen, anbefaler jeg at opfiskningen gentages med års mellemrum og at der udsættes rovfisk.

4.4.2: Udsætning af rovfisk

Udsætning af rovfisk i Fæstningskanalen og Utterslev Mose vurderes samlet her.

Udsætning af rovfisk sker med det formål at skabe en top down-effekt og kaskadeeffekt, der holder bestanden af karpefisk nede (McQueen et al. 1989, Carpenter et al. 1985). Udsætning af gedder har været forsøgt i 47 danske lavvandede søer, med meget få gode resultater, hvilket primært skyldes

kannibalisme og mangel på habitat (Skov & Nilsson 2006). Udsætning af store aborrer ser mere lovende ud, idet de er i stand til at kontrollere karpefiskbestanden ved prædation af karpefiskyngel. For at have kontrollerende effekt skal mængden af karpefisk pr kvadratmeter være i området 20-40 gram og søen kun være lettere eutrofieret (Hosper et al. 2005).

Rovfiskenes rolle i fosforcyklussen vil være at holde bestanden af karpefisk nede og dermed sænke mængden af recirkuleret fosfor. Dette skyldes, at en begrænset bestand af karpefisk udskiller mindre fosfor via affaldsudskillelse og fødesøgning (Larsson 1997), desuden resulterer færre karpefisk i en kaskadeeffekt, hvor øget zooplankton øger græsningstrykket på fytoplankton (Carpenter et al. 1985). Hvis rovfiskebestanden kan kontrollere karpefiskbestanden, vil deres fosforreduktion til dels kunne tilsvare den fosforreduktion, man kan opnå ved opfiskningen. Reduktionen vil formentlig være mindre end ved opfiskning, idet fosfor ikke tages ud af systemet, men optages af rovfisk, her vil ca 10% bindes til fiskens biomasse og resten vil blive udskilt (Krebs 2001). Dette vil sige, at ca. 90 % af den fosfor, der er bundet til de konsumerede karpefisk, frigives. Fosforreduktionen skal derfor primært ses i, at den konsumerede mængde karpefisk ikke udskiller fosfor via affaldsudskillelse.

Jeg vil anbefale at udsætte store aborrer efter belastningsreduktion og opfiskning af karpefisk. Udsætning af store aborrer skal eventuelt forstærkes ved at opfiske karpefisk med to-tre års mellemrum efter udsættelse, idet reetablering af karpefiskbestand tager ca. 3-5 år (Gulati & Donk 2002).

Muligheden for at udsætning af rovfisk kan føre til opbygningen af en karpefiskkontrollerende bestand, kan øges ved udplantning af submerse makrofyter som habitat for rovfiskyngel (Skov et al. 2006).

4.4.3: Udplantning af submerse makrofyter

Udplantning af submerse makrofyter er, som vist i beregningsafsnittet, en vigtig faktor for opnåelse af Utterslev Moses fosformålsætning. Succesfuld udplantning kan sandsynligvis også føre til opfyldelse af kravet til sigtedybde, idet submerse makrofyter vil tage lys og næring fra fytoplankton. Yderligere udsender de kampstoffer, der bekæmper fytoplankton (Scheffer 1990, Hosper et al. 2005). Ud over at binde fosfor og holde fytoplanktonbestanden nede, er hovedformålet med udplantning at skabe habitat for rovfiskyngel og zooplankton. Submerse makrofyter kan nedsætte prædation fra ældre rovfisk (Skov et al. 2006). Submers makrofyt dækningsgrad på 30-40

% af søoverfladen sænker prædation af zooplankton ved fiskedensiteter under 0,5 planktivorous fisk pr m^2 (Perrow et al. 1999).

Udplantning har ikke været brugt meget i Danmark. I det følgende vurderes fordele og ulemper ved udplantning af hornblad eller vandpest i Utterslev Mose og Fæstningskanalen.

4.4.3.1: Udplantning i Fæstningskanalen og Utterslev Mose

Vækstbetingelser

I praksis er det mest formålstjenligt at udplante i littoralzonen, hvor vandet er så lavt, at den dårlige sigtedybde ikke hindrer vækst. Udplantning i Fæstningskanalen vil flere steder være begrænset af lavt lysindfald forårsaget af stejle høje sider og trækroner der tager meget lys. På grund af Utterslev Moses store bestand af vandfugle skal udplantning foregå i indhegninger.

Vækst og dækningsgrad

Opvæksten af submerse makrofyter der er opstillet i sørestaureringsafsnittet, er ikke et urealistisk scenarie, idet der i Københavns indre søer gik en periode på under fem år efter opfiskning af karpefisk, til at den lavvandede Sortedams Sø havde en dækningsgrad på over 50% af vandpest og hornblad og sigt til bunden (egne observationer & pers. kom. Thomas Aabling 2007).

Ved tidligere undersøgelser har jeg i et vandhul målt en dækningsgrad af hornblad på 100% af overfladen og 250 g tv m^{-2} (Blichfeldt 2006).

Høst

For at undgå at alt fosfor bundet til submerse makrofyter overgår til sedimentpuljen i vinterperioden, skal en del af de submerse makrofyter høstes. Grødehøst skal under optimale omstændigheder ske over sommeren for at undgå et tykt grødelag med selvskygning, overvejende respiration i dybden og lavt iltindhold ved bunden som følge. Forsøg med grønne høst i Sortedams Sø foretages i skrivende stund af Hededanmark under ledelse af Thomas Aabling. Resultaterne herfra og fra Thomas Aablings arbejde med grønne høst i en række mindre søer viser, at der ved hjælp af spil og stålwire kan høstes flere ton grønne til søkant, hvorefter det kan opgraves (pers. kom. Thomas Aabling 2007). Modellering af grønne høst og hornblads vækstrate har vist, at maksimal fosforbinding kan opnåes ved 2-3 grønne høst i løbet af vækstsæsonen (Blichfeldt 2006).

Problemer

Der er dog en række problemer forbundet med udplantning af hornblad og vandpest. Udplantning af vandpest eller hornblade kan være risikobetonet, idet hele vandfladen kan dækkes med dårlige iltforhold i bundmiljøet til følge, som det er set i Københavns indre søer i en årrække (egen observation). Hornblad, der ikke høstes, overgår til sedimentpuljen i vinterperioden med øget mikrobiel respiration og fosforfrigivelse til følge i sommerperioden.

Øget fødetilgængelighed kan øge bestanden af fugle og dermed mængden af fosforholdig fæces, der udskilles til vandet (Gabriel et al. 2006a).

Vandpest og hornblad er en skrøbelig monokultur, der kan forsvinde som følge af græsningstryk fra fugle (Van de Bund & Van Donk 2002 se evt figur 2.10).

Der er yderligere risiko for svært kontrollerbar plantevækst, idet planter måske kan optage fosfor direkte fra sediment via ionudveksling, selvom det er aluminiumsbehandlet. Planter optager næringsstof bundet til jordpartikler ved ionudveksling, hvor planten udskiller hydrogenioner, hvis ladning frigør næringsstofioner bundet til jordpartikler (Taiz & Zeiger 2006).

De problemer, der er forbundet med udbredelsen af monokulturer af vandpest eller hornblad, formodes dog at blive reduceret, efterhånden som fosforniveauet i vandet bliver tilstrækkeligt lavt. Dette skyldes, at konstant rodfæstede submerse makrofytter såsom vandstjerne og vandaks får en næringsstoffordel frem for hornblad og vandpest, der nemt knækker og lever videre i de frie vandmasser. I de frie vandmasser bremses deres vækst ved lavt indhold af fosforindhold i vandet.

Under alle omstændigheder kan udplantning af vandpest eller hornblad kun anbefales under forudsætning af kontinuerlig grødehøst. Før udplantning igangsættes, bør effekten og effektiviteten af grødehøst i Københavns indre søer undersøges nøjere.

Jeg anbefaler at udplante hornblad eller vandpest med de nævnte forbehold, men muligheden for udplantning af alternative arter bør undersøges, her er kruset vandaks et muligt emne.

Da etablering af submerse makrofytter kan tage flere år (Søndergaard et al 1998), vurderes det at udplantningen skal plejes i fem år, før der kan ske en effektiv høst.

I tabel 4.1 vises en oversigt over de valgte metoder for hvert vandlegeme

Tabel 4.1 Oversigt over valgte metoder til hver vandlegeme			
	Reduktion af ekstern	Reduktion af intern	Biomanipulation
Nordkanalen	Forsinkelsesbassiner	Opgravning	-----
Fæstningskanalen	Forsinkelsesbassiner eller beplantet bassin	Opgravning og aluminiumsbehandling	Opfiskning, udplantning og udsætning
Utterslev Mose	Forsinkelsesbassiner	Aluminiumsbehandling	Opfiskning, udplantning og udsætning

I dette afsnit blev beskrevet hvilke sørestaureringsmetoder jeg kan anbefale for det enkelte vandlegeme. I det næste afsnit vises, hvilken indsatsrækkefølge jeg mener, giver det bedste sørestaurerings resultat.

4.5: Sørestaureringsstrategi

I det foregående afsnit beskrev jeg udvælgelsen af sørestaureringsmetoder, deres anvendelse og problematikker og udgifter forbundet med disse. Her opstiller jeg et flowchart over indsatsrækkefølgen af de forskellige metoder i tabel 4.1. På baggrund af litteratur burde denne rækkefølge give maksimal effekt af hver metode (Gabriel et al. 2006a, Gulati & van Donk 2002, Hosper et al. 2005, McQueen et al. 1989, Meijer et al. 1999, Søndergaard 2007).

Jeg anbefaler at den samlede sørestaureringsstrategi udføres efter følgende flowchart:

1. For at reducere ekstern belastning konstrueres forsinkelsesbassiner ved Nordkanalen og Utterslev Mose. Ved Fæstningskanalen konstrueres enten beplantet bassin eller forsinkelsesbassin.
 - Hvis udførelse af dette punkt ser ud til trække ud med flere år, fortsættes til punkt 2, selvom det formentligt vil forsinke sørestaureringsprocessen.
2. For at reducere intern belastning opgraves sediment i Nordkanalen og Fæstningskanalen.
3. Efter opgravning aluminiumsbehandles i Fæstningskanalen og Utterslev Mose.
4. Selvom vandets indhold af fosfor efter punkt 1, 2 og 3 formentligt ikke er under $0,1 \text{ mg l}^{-1}$, igangsættes opfiskning i Fæstningskanalen og Utterslev Mose, for dels yderligere at sænke fosforindhold i søens vand og dels forbedre søens økologiske status. Der opfiskes 80% af den samlede bestand over to år.

- Hvis sigtedybden mod forventning stadig er for dårlig, fosforindholdet i vandet for højt og der er for mange karpefisk gentages punkt 3 og 4.
 - Hvis der opnås tilstrækkelig sigtedybde til at udplante submerse makrofytter, fortsættes til punkt 5.
5. Der udplantes submerse makrofytter i indhegninger eller store mængder i Fæstningskanalen og Utterslev Mose. Etableringer kan tage op til fem år.
- Hvis sigtedybden forværres gentages punkt 3 og 4
 - Når der er etableret en submers makrofytt dækningsgrad på ca. 30% af søoverfladen fortsættes til punkt 6.
6. Karpeyngelbestanden er her kommet op på ca. 1 fisk pr. kvadratmeter på grund af opfiskning og fordi submerse makrofytter dækker mindst 30% af søens overflade. Dette giver mulighed for, at der kan udsættes en karpefiskkontrollerende rovfiskebestand bestående af store aborrer.
- Hvis bestanden af udsatte aborrer ikke er i stand til at kontrollere karpefiskbestanden, fortsættes til punkt 4
 - Hvis submers makrofytt dækningsgraden er 50% eller mere, karpefiskbestanden kontrolleres af store aborrer og fosforindholdet i Utterslev Moses vand er under 0,06 mg l⁻¹, fortsættes til punkt 7
7. Sørestaureringen er foreløbigt en succes, idet målsætningen er opfyldt. Der skal nu føres tilsyn med søen for at holde øje med at tilstanden fastholdes.
- Hvis fosforindholdet stiger, sigtedybden falder, dækningsgraden af submerse makrofytter falder, antallet af karpefisk stiger og zooplankton falder startes forfra ved punkt 3.

Tidsrummet mellem hvert punkt er et eller flere år, visse punkter kan udføres samme år. En mere præcis oversigt over den mulige udførelse, fosforreduktion og forbedring af økosystem beskrives for Utterslev Mose i afsnit 4.11 ”Effekt af sørestaurering”. Det antages på baggrund af Søndergaard et al. 1998, at der går en periode på 5-10 år, fra indsatsstart til opfyldelse af målsætning for det enkelte vandlegeme. Dette betyder, at vandrammedirektivets målsætning formentlig ikke kan opfyldes inden 2015, idet sørestaureringen tidligst kan startes i vinteren 2007, hvorfor der skal ansøges om udsættelse.

I det følgende afsnit laves et samlet overslag over udgifterne til udførelse af sørestaureringsstrategien. Denne udgift sammenlignes med den økonomiske ramme opstillet i Michelsen et al. 2004. Metoderne og deres udgifter er udvalgt på basis af økonomisk og biologisk forsvarlig opnåelse af målsætningen for det enkelte vandlegeme.

5.1.1: Udgift til udførelse af sørestaureringsstrategi

Den økonomiske ramme for sørestaurering af det Nordlige Recipientsystem opstilles i Michelsen et al. 2004. I det følgende vil jeg gennemgå udbygning af kloaknet, derefter gennemgås udgifter til fysisk, kemisk og biologisk sørestaurering. De udgifter, der er opstillet i Michelsen et al 2004 vil løbende blive sammenlignet med de udgifter, jeg har beregnet i de foregående afsnit.

5.1.1.1: Udbyggelse af kloaksystem – reduktion af ekstern belastning

For hele det Nordlige Recipientsystem vurderer Michelsen et al. 2004 udgiften til reduktion af overløb med bassiner til at være 178 – 230 mio. kr. Her opgøres ingen årlig udgift. Udgiften på 178 – 230 mio. kr til opbygning af bassiner antages af Michelsen et al. 2004 at være højere end den reelle udgift vil være.

Ved beregning på grundlag af H et al. 2006, vil den samlede udgift til etablering af forsinkelsesbassiner være 115 mio. kr. med en årlig udgift på 1,2 mio. kr. Fosforreduktionen vil årligt være 429,3 kg P. Dette vil opfylde kravet til reduceret fosforudledning, idet den samlede fosforbelastning via overløb i Michelsen et al. 2004 opgøres til 196 kg P.

16 ud af 25 af bassiner skal bygges i forbindelse med overløb til Nordkanalen, Fæstningskanalen og Utterslev Mose. Disse 16 bassiner skal tilbageholde 88% af den samlede tilførte mængde vand og fosfor fra overløb, hvilket giver en overløbsbassinpris på 101 mio. kr., en års udgift på 1 mio.kr. og en årlig fosforreduktion på 377,7 kg P. Dette er større end P udløb fra de 16 overløb. Jeg antager på baggrund af denne opstilling, at 88% af de 178-230 mio. kr. er afsat til konstruktion af bassiner ved Nordkanalen, Fæstningskanalen og Utterslev Mose.

Ifølge mine beregninger kan mine forslag til reduktion af ekstern belastning gennemføres for 120 mio. kr. inkl. udgifter til 10 års vedligeholdelse (Oversigt i Appendiks 12,13,14), hvilket ikke overskrider den økonomiske ramme opstillet i Michelsen et al. 2004.

5.1.1.2: Fysisk, kemisk og biologisk sørestaurering – reduktion af intern belastning og biomanipulation

Overslagsudgiften til fysiske, kemiske og biologisk metoder til restaurering af vandlegemerne løber samlet op i 59 mio. kr. og en årlig udgift på 3,5 mio. kr. Over en ti-årig periode er den samlede udgift 94 mio. kr.

Hvis man alene ser på Nordkanalen, Fæstningskanalen og Utterslev Mose, er udgiften i løbet af en ti-årig periode 83 mio. kr. (Se tabel 4.2).

Ifølge mine beregninger kan mine forslag til reduktion af intern belastning samt biomanipulation gennemføres for 25-43 mio.kroner over en ti-årig periode (se tabel 4.3 og appendiks 12, 13 og 14), , hvilket ikke overskrider den økonomiske ramme på 83 mio. kr. opstillet i Michelsen et al. 2004.

Da der er stor forskel på mine udgifter og udgifterne opgjort i Michelsen et al. 2004, justeres mine udgifter i det følgende og årsager til forskelle beskrives.

Udgifterne til overvågning på 2,5 mio. kr. i løbet af 10 år har jeg ikke medtaget, denne udgift bør medtages.

Spændet på 25 – 43 mio.kr til sørestaurering skyldes, at der er stor prisforskel på opgravning til egen matrikel og bortkørsel og deponering af sediment. Det sidstnævnte vælges ud fra maksimal sikkerhed. Udgift til overvågning lægges til min beregnede udgift, således bliver min anslåede udgift 45,5 mio. kr. Denne udgift er stadig 37,5 mio. kr. billigere end Michelsen et al. 2004

Forskellene skyldes primært udgiften til opbygning af vandrensningsanlæg på 15 mio.og 10 års drift på 25 mio. Driftsudgiften er forbundet med iltning og drift af vandrensningsanlæg.

Jeg mener på grundlag af mine beregninger og litteratur, at fire aluminiumsbehandlinger over ti år i Fæstningkanalen og Utterslev Mose med en udgift på 4,4 mio. kr kan levere samme effekt som iltning og vandrensningsanlæg, der koster ti gange så meget. Selvom mit udgiftsoverslag er 37,5 mio.kr billigere end Michelsen et al. 2004, mener jeg, at sandsynligheden for opfyldelse af målsætningen for vandlegemerne ikke er mindre.

I de næste afsnit vises målsætning for søerne og hvorledes sørestaurering kan føre til opfyldelse af disse målsætninger. For Nordkanalen og Fæstningskanalen gennemgås fosfordynamik kort, mens effekten af sørestaurering i Utterslev Mose viser både ændringer i fosfordynamik og økosystem.

Tabel 4.2 Michelsen et al. 2004	Reduktion af intern og udgift i mio. kr.	Biomanipulation og udgift i mio. kr.
Nordkanalen og Søborghusrende	Opgravning = 12	-----
Fæstningskanalen	Opgravning = 12 Iltning = 1,5	-----
Utterslev Mose	Vandrensning = 15 Omlæg = 6	Opfiskning og Udsætning = 6,5 udplantning = 2,5
Drift og overvågning		2,5 + 0,25 pr år, for ti år = 27,5
Samlet udgift over ti år		83 mio. kr.

Tabel 4.3 Mine beregninger	Reduktion af intern Og udgift i mio. kr.	Biomanipulation og udgift i mio. kr.
Nordkanalen	Opgravning 2,5 – 10,5 Meandring, udlægning af lerjord, omlægning af tilløb og fjernelse af faunaspærring. Estimeres til 10 mio. kr	-----
Fæstningskanalen	Opgravning 2 - 12 aluminiumsbehandling 0,8	Opfiskning og Udsætning = 0,44 udplantning = 0,07
Utterslev Mose	Aluminiumsbehandling 3,6	Opfiskning og Udsætning = 4,8 udplantning = 0,7
Samlet udgift over ti år		25 – 43 mio.kr

4.6: Målsætning for Nordkanalen

Nordkanalen har målsætning B3 og vandfaunaklasse 4. Målsætningen er ikke opfyldt på grund af kanalens lige forløb, hårdhændet vedligeholdelse, faunaspærring og spildevand fra regnbetingede udløb. Tiltag til opfyldelse af målsætning er skånsom vedligeholdelse, fjernelse af faunaspærring, sedimentfjernelse og recirkulation i perioder uden naturlig vandføring (Regionplan HUR 2005).

4.7: Effekt af restaurering i Nordkanalen

Restaureringsstrategien i Nordkanalen er baseret på beregningsafsnittet, flowchart, valg af metoder på basis af biologi og økonomi og samtaler med rådgivende ingeniør fra Orbicon, Søren Gabriel.

1. Første skridt i restaureringen er konstruktion af tilbageløbsbassiner. Da den samlede fosforbelastning fra overløb er mindre end tilbageløbsbassinernes rensningskapacitet, kan tilbageløbsbassiner i teorien fjerne belastningen fra overløb fuldstændigt. I praksis vil der stadig ses overløbsbidrag i forbindelse med ekstreme regnhændelser. Dette betyder, at fosforbelastningen fra overløb i Nordkanalen, der løber til Utterslev Mose, kan fjernes næsten fuldstændigt.
2. Andet skridt er opgravning af sediment, åbning af nyt tilløb og fjernelse af faunaspærring. Orbicon har projekteret et restaureringsprojekt, hvori der indgår at lukke nuværende tilløb ved østre Grønnemose Alle og skabe et nyt tilløb ved vestre Grønnemose Alle. Desuden skal faunaspærringen ved tilløbet til Søborghusrende fjernes. I forbindelse med opgravning af sediment kan kanalen meandrerer og bunden hæves. Meandreringen vil sænke vandhastigheden, mens den hævede bund vil øge den. Samlet vil kanalen få karakter af å frem for kanal uden at miste for meget hastighed (pers. kom. Søren Gabriel 2007).

Der er her ikke set på udplantning af submerse makrofyter, idet de forventes at indvandre fra Utterslev Mose, når der er etableret en bestand her. I kombination med den reducerede fosfortilførsel burde de beskrevne tiltag kunne føre til, at målsætningen kan opfyldes i fremtiden. Da etablering af økosystem i en nykonstrueret å vil være flere år om at finde sit naturlige leje, bør der søges om udsættelse for opfyldelse af målsætningen.

4.8: Målsætning for Fæstningskanalen

Fæstningskanalen er målsat som vandløb, med målsætningen generel B3, hvilket betyder, at der er krav om en karpefiskebestand, desuden er der krav til vandfaunaklasse 4. Den nuværende faunaklasse er 3, hvilket vil sige, at målsætningen ikke er opfyldt (Regionplan 2005 HUR).

Årsagerne til, at målsætningen ikke er opfyldt, angives at være faunaspærring og spildevand fra regnbetingede overløb. Forslag, der kan føre til opfyldelse af målsætning, er reduktion af overløb, opgravning af sediment, iltning og øget vandgennemførsel (Regionplan 2005 HUR). Faunaspærring i form af pumper, der står for oppumpning af vand fra Harestrup er ikke mulig at fjerne.

4.9: Effekt af restaurering i Fæstningskanalen

1. Første skridt er reduktion af ekstern belastning fra U11 ved opbygning af forsinkelsesbassin eller beplantet bassin. Næste skridt er aluminiumsbehandling.

Efter opbygning af forsinkelsesbassin og aluminiumsbehandling viser mine beregninger en mulig reduktion i vandets fosforindhold. Denne reduktion fører til en vandkoncentration på $0,092 \text{ mg P l}^{-1}$ i sommerperioden.

2. Da vandets sommerfosforindhold er under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$, er forudsætningerne for biomanipulation opfyldt. Først opfiskes karpefisk, dernæst udplantes submerse makrofyter og når de er etableret, udsættes store aborrer.

Biomanipulation kan yderligere sænke vandets fosforindhold. Ved opfiske 80% af karpefiskebestanden reduceres recirkuleringen med $5,8 \text{ kg P sommer}^{-1}$. For at holde bestanden nede på 20% af den oprindelige, skal der estimeret årligt opfiskes svarende til 40% af den oprindelige bestand, hvilket fjerner yderligere $2,28 \text{ kg P}$. Ved at udplante og senere høste hornblad vil der kunne fjernes $8,4 \text{ kg P sommer}^{-1}$.

Den samlede effekt af sørestaurering kan reducere vandets koncentration til $0,033 \text{ mg P l}^{-1}$ i sommerperioden.

Målsætningen for Fæstningskanalen er, at vandfaunaklassen skal øges fra 3 til mindst 4 og at udledning fra overløb skal reduceres. Opbygning af bassin reducerer overløb, så denne del af målsætningen opfyldes. Fjernelse af sediment reducerer det tilgængelige organiske stof, hvilket reducerer mikroorganismernes respiration og derved iltforbrug, dette vil øge bundvandets iltindhold (Jensen & Andersen 1992). I kombination med udbredelse af submerse makrofyter er der god

mulighed for, at antallet af arter stiger (Jeppesen et al 2000). Derfor skønnes det, at de viste tiltag vil muliggøre opfyldelse af målsætningen. Da udsætningen af planter kan være flere år om at etablere sig, anbefales det at søge om udsættelse af opfyldelse af målsætning.

Tabel 4.4	
P i vand sommer (reduceret intern og ekstern)	
1,33 kg P fra U11 + 2, 3 kg P fra Sediment + 20,3 kg P Harestrup Å =	24,93 kg P
P i vand sommer (reduceret intern og ekstern)	
24,93 kg P / 259.000.000 l vand =	0,092 mg P l ⁻¹
P i vand sommer (reduceret intern, ekstern og biomanipulation)	
24,93 kg P – (5,8 + 2,28 + 8,4) kg P =	8,45 kg P
P i vand sommer (reduceret intern, ekstern og biomanipulation)	
8,45 kg P / 259.000.000 l vand =	0,033 mg P l ⁻¹

4.10: Målsætning for Utterslev Mose

Utterslev Mose er målsat som generel B, følgende krav opstilles i Gervin et al. 2005:

- Gennemsnitlig sommer total P under $0,06 \text{ mg l}^{-1}$
- Gennemsnitlig sommersigtedybde skal være over 1 meter 75% af tiden
- Makrofytter skal dække mindst 50% af vandoverfladen, og udbredes til 1,5 m dybde
- Fiskebestanden må ikke domineres af karpefisk
- Rovfisk skal kunne kontrollere karpefiskebestanden

Målsætningen er ikke opfyldt. Årsagerne til at målsætningen ikke er opfyldt, angives at være: overløb, intern belastning og biologisk ubalance. De anbefalede tiltag for sørestaurering er reduktion af overløb, reduktion af intern belastning og biomanipulation (Regionplan 2005 HUR).

4.11: Effekt af sørestaurering i Utterslev Mose

4.11.1: Sørestaureringsstrategi og fosforreduktion

Sørestaureringen i Utterslev Mose, skal ideelt ske efter at sørestaureringen i Fæstningskanalen og Nordkanalen har haft den ønskede effekt. I praksis skal indgrebene ske parallelt, idet der konstrueres forsinkelsesbassiner ved alle tre vandlegemers overløb samtidigt. De vigtigste konstruktioner er dog U11 ved Fæstningskanalen og UMYOVF1 og 6K03000 ved Nordkanalen, idet disse tre overløb leverer 66% af den samlede mængde fosfor tilført via 25 overløb.

Sørestaureringen kan på basis af mine beregninger og flowchart forløbe som beskrevet i det følgende. Der tages her ikke højde for politiske, entreprenør- og andre forsinkelser af sørestaureringen.

Alle beregninger tager udgangspunkt i data fra år 2003, det gennemsnitlige sommerfosforindhold i Utterslev Mose 2003 var $0,536 \text{ mg P l}^{-1}$

1. Første skridt er opbygning af forsinkelsesbassiner på U11 ved Fæstningskanalen og UMYOVF1 og 6K03000 ved Nordkanalen. Disse bør kunne konstrueres i løbet af forår og sommerperioden indsatsåret, år 1.
2. Andet skridt er udgravning af sediment i Fæstningskanalen og Nordkanalen, hvilket kan gøres i løbet af efterår-vinter, år 2

3. Når sediment er opgravet og de tre vigtigste forsinkelsesbassiner er konstrueret, aluminiumsbehandles Fæstningskanalen og Utterslev Mose. Aluminiumsbehandlingen kan udføres i løbet af et par måneder i foråret eller sommeren, år 2

Reduktion af ekstern og intern belastning kan reducere det gennemsnitlige sommerfosforindhold i Utterslev Mose til $0,153 \text{ mg P l}^{-1}$ (se beregning i tabel 3.6). Selvom fosforkoncentrationen ikke kommer under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$, sættes ind med biomanipulation.

4. Efter aluminiumsbehandlingen opfiskes der karpefisk i sensommeren år 2, på dette tidspunkt er fiskeynglen blevet store nok til at blive taget med net (Jeppesen et al. 2000)
5. Hvis sigtedybden er øget tilstrækkeligt efter aluminiumsbehandling og første opfiskning, udplantes submerse makrofyter i indhegninger i foråret år 3. Hvis vandets fosforindhold stiger i løbet af sommeren og sigtedybden falder, aluminiumsbehandles for anden gang. I sensommeren år 3 opfiskes for anden gang, derved skal karpefiske bestanden være reduceret med 80% af den oprindelige bestand.

Samlet opfiskning efter reduktion af intern og ekstern belastning bringer det gennemsnitlige sommerfosforindhold i Utterslev Mose ned til $0,093 \text{ mg P l}^{-1}$ (Se beregninger tabel 3.7)

6. Der er nu gået en periode på 2 – 5 år, hvilket vil sige, at det her er forår år 5-8. På baggrund af behov, registreret ved kontrolmålinger, er der i disse år blevet opfisket, aluminiumsbehandlet og udplantet yderligere. Hvis dækningsgraden af submerse makrofyter er over 30% og antallet af karpefisk er ca. 1 fisk pr. kvadratmeter, udsættes store aborrer.

Når dækningsgraden af submerse makrofyter bliver tilstrækkeligt stor til, at der i løbet af sommeren kan bindes $18,9 \text{ kg P}$ til submerse makrofyter, er vandets fosforindhold reduceret til $0,06 \text{ mg P l}^{-1}$. Når aborrebestanden kan kontrollere karpefiskbestanden, vil deres fosforreduktion til dels kunne modsvare opfiskningens fosforreduktion.

7. Når de store aborrer er i stand til at kontrollere karpefiskene, vandoverfladen er dækket af 50% submerse makrofyter, sigtedybden er over en meter i sommerperioden og vandets sommer gennemsnit er på $0,06 \text{ mg P l}^{-1}$, er målsætningen opfyldt. Hvis opbygningen af aborrebestand tager tre år, er målsætningen opfyldt i sommer 8-11 år efter sørestaureringsstart. Kontrolmålinger skal nu registrere, at denne tilstand fastholdes. Hvis tilstanden ikke kan fastholdes, startes forfra ved punkt 3.

Mine sørestaureeringsberegninger opdateres nu i forhold til Jeppesen et al. 2000, for at prøve at sætte tal på fosforpuljerne bundet til søens organismer efter sørestaureering.

4.11.2: Sammenligning med Jeppesen et al. 2000

Figur 1.5 fra Jeppesen et al. 2000 viser fysiske og biologiske faktorer ved forskelligt fosforindhold i søvand. Figuren er baseret på undersøgelser af 71 danske overvejende lavvande søer.

Jeg har ved hjælp af præcisionsaflysning af figur 1.5, med blyant og lineal, fundet værdierne for de forskellige faktorer.

De aflæste faktorer bruges til at estimere fosforindholdet bundet til de af søens forskellige puljer efter sørestaureering, jeg ikke har beregnet i tabel 3.6 og 3.7. Beregninger fra disse tabeller og dem der kommer nu, samles i tabel 4.6 for at vise ændringerne i søens fosfordynamik

Submerse makrofytter

Figur 1.5 viser, at ved et fosforindhold på 0,05 – 0,1 vil submerse makrofytter kunne udbredes til dybde $1,9 \pm 0,2$ m, hvilket vil sige, at rodfæstede submerse makrofytter kan vokse over stort set hele Utterslev Moses vandflade.

Fosforpuljen bundet til submerse makrofytter antages at udgøre mindst 18,9 kg P (se beregning i tabel 3.7).

Sigtedybde

Figur 1.5 viser, at ved et fosforindhold på 0,05 – 0,1 vil sigtedybden ligge i området $1,6 \pm 1,6$ m.

Chlorophyll a

Ud fra figur 1.5 vil vandets chlorophyll a være nede på $30 \pm 1 \mu\text{g l}^{-1}$.

Chlorophyll a er et udtryk for vandets indhold af fytoplankton. På basis af den målte mængde chlorophyll a på $109 \mu\text{g l}^{-1}$ på og den beregnede mængde fytoplankton $0,54 \text{ mg tv l}^{-1}$ i Utterslev Mose sommeren 2003 (se data appendiks 4 og 9), kan forholdet mellem fytoplankton og chlorophyll a beregnes. På basis af dette forhold og chlorophyll a på $30 \pm 1 \mu\text{g l}^{-1}$ kan søens fytoplanktonmængde efter sørestaureeringen beregnes til $0,149 \text{ mg tv l}^{-1}$ (se beregning tabel 4.5).

Selvom denne beregning er et estimat, bruges den til at udregne fosformængden bundet til fytoplankton. Fosforindholdet i søens vand bundet til fytoplankton vil ved et fosforindhold på 0,739 % P og ensartet fordeling i søens 580 mio. liter vand være 6,4 kg P (se beregning tabel 4.5).

På basis af denne beregning og vandets fosforindhold efter sørestaurering (se tabel 4.6) er fytoplanktonmængden næringsstofbegrænset. Dette stemmer overens med litteraturen, idet det antages, at fytoplankton er næringsstofbegrænset ved et fosforindhold i søens vand på 0,06 mg l⁻¹ (Søndergaard 2007).

Zooplankton : fytoplankton

Forholdet mellem zooplankton og fytoplankton forventes at være $0,275 \pm 0,075$, her bruges værdien 0,275. Ved 0,149 mg tv l⁻¹ fytoplankton vil vægten af zooplankton være 0,041 mg tv l⁻¹ (se beregning tabel 4.5).

Sørestaurering resulterer i skift fra dominans af små zooplankton, der er dårlige græssere, til store zooplankton, der er gode græssere. Dette skyldes, at karpefisk selektivt præderer store zooplankton, så når karpefiskmængden sænkes, øges antal af store zooplankton (Perrow et al. 1999). *Daphne spp.* har fosforindhold på ca. 1,5% og *Bosmina spp.* har fosforindhold på ca. 0,8% (Andersen & Hessen 1991). Gennemsnit af disse to giver 1,15% . Fosforindholdet bundet til zooplankton vil ved 1,15 % P og ensartet fordeling i søens 580 mio. liter vand være 0,273 kg P (se beregning tabel 4.5).

Her stemmer teorien om 10% overførsel mellem de trofiske niveauer ikke overens med Jeppesen et al.'s forhold. Dette skyldes, at zooplankton ikke udelukkende begrænses af fytoplankton, idet zooplankton kan prædere bakterier ved mangel på fytoplankton (Hosper et al. 2005).

Karpefiskyngel

Karpefiskyngel er i tabel 3.5 beregnet til udgøre en pulje på 2,25 kg P. Hvis opfiskning kan holde yngelniveauet på 20 % af det oprindelige, vil fosformængden bundet til yngel være 0,45 kg P. Efter sørestaurering (tabel 4.6) er puljen af fosfor bundet til karpefiskyngel ca. dobbelt så stor som puljen bundet til zooplankton, hvilket vil sige, at ynglen er stærkt næringsstofbegrænset. Dette passer dårligt overens med litteratur, hvor flere kilder beskriver en kraftig vækst af yngel efter opfiskning (Jeppesen et al. 2000, Søndergaard et al. 1998). Årsagen til dette misforhold er

sandsynligvis fejlberegning af zooplanktonmængden, eller at fiskeyngel også præderer på pelagiske invertebrater.

Fiskeyngel er opgjort i Gervin et al. 2004 til en tæthed på 4,95 fiskeyngel pr m². Hvis opfiskning kan holde yngelniveauet på 20 % af det oprindelige, svarer det til en udbredelse af fiskeyngel på 1 fiskeyngel pr m² (se beregning tabel 4.5).

Voksne karpefisk

Hvis man skal beregne på fosforændringen i karpefiskpuljen, kan dette gøres ud fra en opfiskning på 80% og derved en reduktion i fosforindholdet bundet til karpefisk på 80%, svarende til at denne pulje vil være ca. 12 kg P.

Dette er et meget groft estimat på fosformængden bundet til karpefisk, idet det er baseret på et estimat af karpefiskebestanden, der kan være forkert. Det medtages alligevel her med de nævnte forbehold. Da det ikke har været muligt at beregne mængden af bentiske invertebrater efter sørestaurering, kan det ikke siges om de voksne karpefisk er næringsstoffbegrænsede, men der burde gælde samme forhold som for ynglen.

Rovfisk

Figur 1.5 viser at mængden af rovfisk udgør 65 ± 10 % af de opfiskede fisk. Hvis dette ses i forhold til de beregnede mængder karpefisk, vil rovfisk udgøre 8,1 kg P af fosforpuljen, her skal der selvfølgelig tages samme forbehold som ved voksne karpefisk. Rovfisk i disse mængder vil være næringsstof begrænsede.

Samlet set giver beregningerne baseret på Jeppesen et al. 2000 og beregningerne baseret på mine tidligere udregninger et estimat af forholdene efter sørestaurering.

I næste afsnit vil jeg opstille en samlet oversigt over ændringer i økosystem og fosfordynamik

Tabel 4.5		
Fytoplankton biomasse	$(0,54 \text{ mg tv l}^{-1} / 109 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}) * 30 \text{ } \mu\text{g l}^{-1} =$	$0,149 \text{ mg tv l}^{-1}$
Fytoplankton fosfor pulje	$0,149 \text{ mg tv l}^{-1} * 0,00739 * 580.000.000 \text{ l} =$	$6,4 \text{ kg P}$
Zooplankton biomasse	$X \text{ mg tv l}^{-1} / 0,149 \text{ mg tv l}^{-1} = 0,275$ $X \text{ mg tv l}^{-1} = 0,275 * 0,149 \text{ mg tv l}^{-1}$ $X =$	$0,041 \text{ mg tv l}^{-1}$
Zooplankton fosforpulje	$0,041 \text{ mg tv l}^{-1} * 0,0115 * 580.000.000 \text{ l} =$	$0,273 \text{ kg P}$
Karpefisk yngel fosforpulje	$0,2 * 2,25 \text{ kg P} =$	$0,45 \text{ kg P}$
Voksne karpefisk fosfor pulje	$0,2 * 60,14 \text{ kg P} =$	12 kg P
Rovfisk fosforpulje	$0,65 * (12 + 0,45) \text{ kg P} =$	$8,1 \text{ kg P}$
Karpefiskyngel tæthed	$0,2 * 4,95 \text{ yngel pr m}^3 =$	1 yngel pr. m^3
Fraførsel P	$314.372 \text{ m}^2 * 0,06 \text{ mg l}^{-1} =$	$20,75 \text{ kg P}$

4.12: Konklusion - samlet effekt af sørestaurering

Den samlede effekt af sørestaurering i Nordkanalen, Fæstningskanalen og Utterslev Mose vil medføre en ændring i søens økosystem og fosfordynamik. Ændringen i fosfordynamik ses i tabel 4.6 og skal ses i sammenhæng med figur 4.0. Ændringerne i økosystemet og forbindelse med fosfordynamik har gennem tidligere afsnit været beskrevet, her gives et overblik.

Ved konstruktion af forsinkelsesbassiner og aluminiumsbehandling reduceres ekstern og intern fosfortilførsel. Karpefisk opfiskes og rovfisk udsættes, hvorved puljen af fosfor bundet til karpefisk reduceres og mængden af rovfisk øges. Submerse makrofyter udplantes og binder fosfor. Når fyttoplankton er næringsstofbegrænset, øges sigtedybden og zooplanktonmængden falder, idet den tilgængelige mængde næring falder.

Fraløbsvandets indhold af fosfor falder, og dermed falder mængden af fraført fosfor. Submerse makrofyter der følger med afløbsvandet, kan dog øge mængden af fosfor bundet til fraløbsvand.

Tabel 4.6 .Fosfordynamik i Utterslev Mose	Før sørestaurering	Efter Sørestaurering
Tilførsel: Ekstern P belastning	212,3 kg P	93,43 kg P
Tilførsel: Intern P belastning	98,72 kg P	9,9 kg P
Fraførsel: P i fraløbsvand	115,75 kg P	20,75 kg P
Puljen af P i vand	240,12 kg P	34,8 kg P
Puljen af mobil P i sediment	2.824 kg P	Delvis immobil
Puljen af Fyttoplankton	20,51 kg P	6,4 kg P
Puljen af Submerse makrofyter	0 kg P	36,5 kg P
Puljen af Zooplankton	2,51 kg P	0,27 kg P
Puljen af Benthiske invertebrater	12,3 kg P	?
Puljen af karpefisk yngel	2,25 kg P	0,45 kg P
Puljen af karpefisk voksne	60,14 kg P	12 kg P
Puljen af rovfisk	6,2 kg P	7,7 kg P

Ved den viste sørestaurering er der er således opnået:

- et fosforindhold i de frie vandmasser på under 0,06 mg l⁻¹
- en dækning af submerse makrofyter på over 30% af vandfladen
- en begrænset karpefiskbestand, der kontrolleres af en rovfiskebestand,

Derved vil man være i stand til at fastholde en top down : bottom up-effekt, der begrænser søens fyttoplanktonmasse. Top down-effekten er øget prædation af fyttoplankton og udføres i kraft af øget

antal store Daphnia, der græsser fytoplankton effektivt. Daphnia er betinget af reduceret prædation fra karpefisk og beskyttende effekt af submerse makrofytter. Bottom up-effekten ses ved stærkt reduceret næringsstofbelastning fra eksterne og interne kilder, reduceret affaldsudskillelse fra karpefisk og næringsstofkonkurrence mellem fytoplankton og submerse makrofytter.

Når dette opnås, vil søen have opnået overordnet god økologisk tilstand, i form af et naturligt og alsidigt dyre- og planteliv, som det kræves i vandrammedirektivet.

4.13: Perspektivering - fejlkilder og forbedringsmuligheder

Ud fra de foregående afsnit vises, at sørestaurering kan være vejen til opfyldelse af målsætningen og at målsætningen formentligt kan opnås ved de opstillede tiltag. Der må dog tages en række forbehold overfor de opnåede resultater. Dette skyldes, at der er en række fejlkilder, der sænker præcisionen af mine beregninger.

Her nævnes nogle af fejlkilderne

Fejlkilder

For mange kilder er rapporter fra kommuner og firmaer, der bruges desuden for mange lærebøger og review artikler som kilder, og ca. 1/3 af alle artikler er fra samme tidsskrift.

Datagrundlaget i form af 2003 giver ikke et billede af variation i fosfor, vandføring og søens økosystem over flere år. Årsagen til, at der ikke ses på gennemsnit over alle de år der er tilgængelige data for, er, at vandføringen varierer meget pga oppumpning af vand fra Harestrup Å. I perioden 1990 til 2004 er minimum årsvandføring 61.000 m³ og max 1.460.000 m³ (Gervin et al 2005). Ud over ændring i vandføring sker der i samme periode en kraftig ændring i fosforbelastningen fra overløb direkte til Utterslev Mose. Fosforudledningen fra overløb reduceres fra 1000 kg årligt i 1990, til under 100 kg årligt i 1999. På grund af disse kraftige variationer ville det være en stor fejlkilde at anskue ændringer over længere tidsskala. Med data til rådighed ville man dog være i stand til at lave en tidsserie fra 2000 og frem. At anskue et år alene gør det problematisk bruge beregninger til at forudsige fremtidige ændringer som følge af sørestaurering. Da jeg alligevel har valgt at gøre dette, skal resultaterne betragtes med dette forbehold in mente.

Overordnet indeholder specialet for mange antagelser og estimer, disse medfører både fejl og gør beregninger mindre overskuelige. For eksempel:

- Manglende data på den voksne karpefisk bestand og rovfisk bestand, har gennem de forskellige afsnit vist sig at være en stor fejlkilde på fosfor beregninger.

- Efter opfiskning, sker der en opvækst af fredfisk, for at beregne mængden af fosfor der bindes i løbet af vækstsæsonen hvilket er sommeren, bør man anvende vækstkoefficienten for regnløje yngel og andre aldersklasser, i stedet for at lave et skøn som der er gjort her. Ved at bruge vækstraten af regnløje, kan det beregnes mere præcist, hvor store mængder der skal opfiskes.

Udover antallet af estimater og antagelser, er brugen af en enkelt kilde til at forudsige ændringer i økosystem og fosforbalance efter sørestaurering ikke et stærkt redskab. Der findes en række matematiske modeller der kan bedre kan forudsige effekten af sørestaurering, disse kunne med fordel være implementeret i specialet.

Forbedringsmuligheder

Et datagrundlag på flere år, flere data og brug af matematiske modeller kan med fordel implementeres i computermodellering.

Computermodellering ville være et mere præcist redskab end den i specialet opstillede model til at anskueliggøre, hvordan forskellige indgreb påvirker søens fosforindhold og økosystem. Hvis computermodellen opbygges korrekt, er det langt nemmere at ændre på små faktorer i den i forhold til den ovenfor opstillede model, hvor man er nødt til at omregne hvert led manuelt, hvilket giver risiko for fejl. Problemet med en computermodel er, at den ved øget kompleksitet nærmer sig en black-box, hvor det kræver indgående kendskab til modellen for at kunne sætte sig ind i den. Den her opstillede model er nemmere at overskue og sætte sig ind i. Altså har begge indgangsvinkler fordele, omend den korrekt opbyggede computermodel er et langt bedre og mere præcist redskab til at forudsige ændringer. I Michelsen et al. 2004 angives at COWI har lavet computermodellering over fosfor og vandføring i det Nordlige Recipientsystem. Denne model kunne med fordel opdateres i forhold til de biologiske faktorer.

Det anbefales, at sørestaureringen igangsættes som beskrevet i diskussionen, og at der undervejs indhentes data på ændringerne i fosfor, sigtedybde og økosystem. Dataindsamlingen kan med fordel gøres ud fra EQR-metoden, som er under udarbejdelse, idet dette system vil give et mere nuanceret billede, der kan pege på, hvorledes sørestaureringen skal tilpasses undervejs i processen.

Afsluttende skal det bemærkes, at mit mål med specialet ikke har været at lave forskning, men at bruge andres forskning som et værktøj til at anskue, hvorledes sørestaurering kan bruges til at opnå vandrammedirektivets målsætning for Utterslev Mose inden for en forsvarlig økonomisk ramme.

5: Litteraturliste

- Aabling, Thomas 2007. (personlig kommunikation) Ingeniør Orbicon
- Andersen, Tom & Hessen, Dag O. 1991. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Content of Freshwater Zooplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 36, No. 4. pp. 807-814.
- Annadotter, Heléne. Cronberg, Gertrud. Aagren, Richard. Lundstedt, Bejron. Nilsson, Per-Åke Nilsson & Strøbeck, Sven. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 77-85
- Bojesen, Torben. 2007. (pers. kom.) Naturgeograf Orbicon.
- Blichfeldt, Emil. 2006. Sørestaurering - management og modellering. Miljøbiologi 1.modul.
- Dantas, M.C & Attayde, J.L. 2007. Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. *Journal of Fish Biology* (2007) 70, 100–108
- De Vicente, I. Jensen, H.S & Andersen, F.Ø. Factors affecting adsorption to aluminium in lake water: Implications for lake restoration. Submitted
- Canfield, D.E., Tamdrup, B. & Kristensen, E. 2005. Aquatic Geomicrobiology. *Advances in marine biology* volume 48.
- Carpenter, Stephen R. Kitchell, James F & Hodgson, James R 1985. Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity. *BioScience*, Vol. 35, No. 10, pp. 634-639
- Enriquez, S. Duarte, C.M.& Sand-Jensen, K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms:the importance of detritus C :N :P content. *Oecologia* 94:457-471
- H, AB. S,MM. & N, GG (2006) Enhedsomkostninger og forureningsbegrænsning ved forskellige miljøforanstaltninger - Katalog til brug for overordnede tekniske og økonomiske vurderinger i forbindelse med Vandrammedirektivet. Miljøstyrelsen
- Gervin, Lisbeth. Simonsen, Susanne. & Nielsen, Jens Gerup. 2003. Utterslev Mose 2002. miljøkontrollen kbh kommune
- Gervin, Lisbeth. Simonsen, Susanne. & Nielsen, Jens Gerup. 2004. Utterslev Mose 2003. miljøkontrollen kbh kommune
- Gervin, Lisbeth. Simonsen, Susanne. & Nielsen, Jens Gerup. 2005. Utterslev Mose 2004. miljøkontrollen kbh kommune
- Gabriel, Søren., Aabling, T., Hansen, N.J.D. & Nissen, E. 2006(a). Køllefors mose. (Manuskript til kommende sørestaurerings rapport i Miljønyt.) Orbicon

- Gabriel, Søren. Dahl, Steen Øgaard. Jensen, Gunnar P. & Henze, Anette. 2006(b). Vand fra separatkloakerede oplande til Harrestrup Å. Orbicon
- Gulati, Ramesh D. & Van Donk, Ellen 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state of the art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106
- Hansen, J., Reitzel, K., Jensen, H.S., & Andersen, F.Ø. 2003. Effects of aluminium, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia* 492:139-149.
- Havas, Magda & Rosseland, Bjørn Olav. 1995. Response of zooplankton, Benthos, and fish to acidification: An overview. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 51-62
- Hosper, S.H., Meijer, M., Gulati, R.D., Donk, E.V. 2005. Biomanipulation in shallow lakes: Concepts, case studies and perspectives. *The lakes handbook*. pp.462-482
- Ingerslev, Jakob Nis. 2001. Sedimentfjernelse i Fæstningskanalen, Fase 1. CarlBro
- Ingerslev, Jacob. Nielsen, Steffen Damsgaard. Reschat, Palle. & Terkelsen, Mogens. 2006. Skitseprojekt for sedimentfjernelse (i Nordkanalen). CarlBro
- Jacobsen, Bodil A. Nielsen, Poul Vang. Jespersen, Tenna. Rasmussen, Jan. Kjær, Camilla. Ditlevsen, Gitte Holm (projektledere). 2006. Risikoanalyse til første basisanalyse, del 2. Vanddistrikt HUR 2006. Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Roskilde Amt, Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. s.30-40
- Jensen, H.S. & Andersen, F.Ø. 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol Oceanogr.* 37(3): 577-589.
- Jensen, Henning. 2007. pers. kom.
- Jeppesen, Erik. Jensen, Jens Peder. Søndergaard, Martin. Lauridsen, Torben. & Landkildehus, Frank. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorous gradient. *Freshwater Biology* 45, 201-218
- Jørgensen, Erik & Gabriel, Søren. 2000. Restaurering af Marebæk Søerne ved fosforfældning med aluminium. Kunde Ribe Amt, Natur- og grundvandsafdelingen. Hedeselskabet (Orbicon).
- Krebs, Charles. J. 2001. Ecology. Fifth edition. Benjamin Cummings.

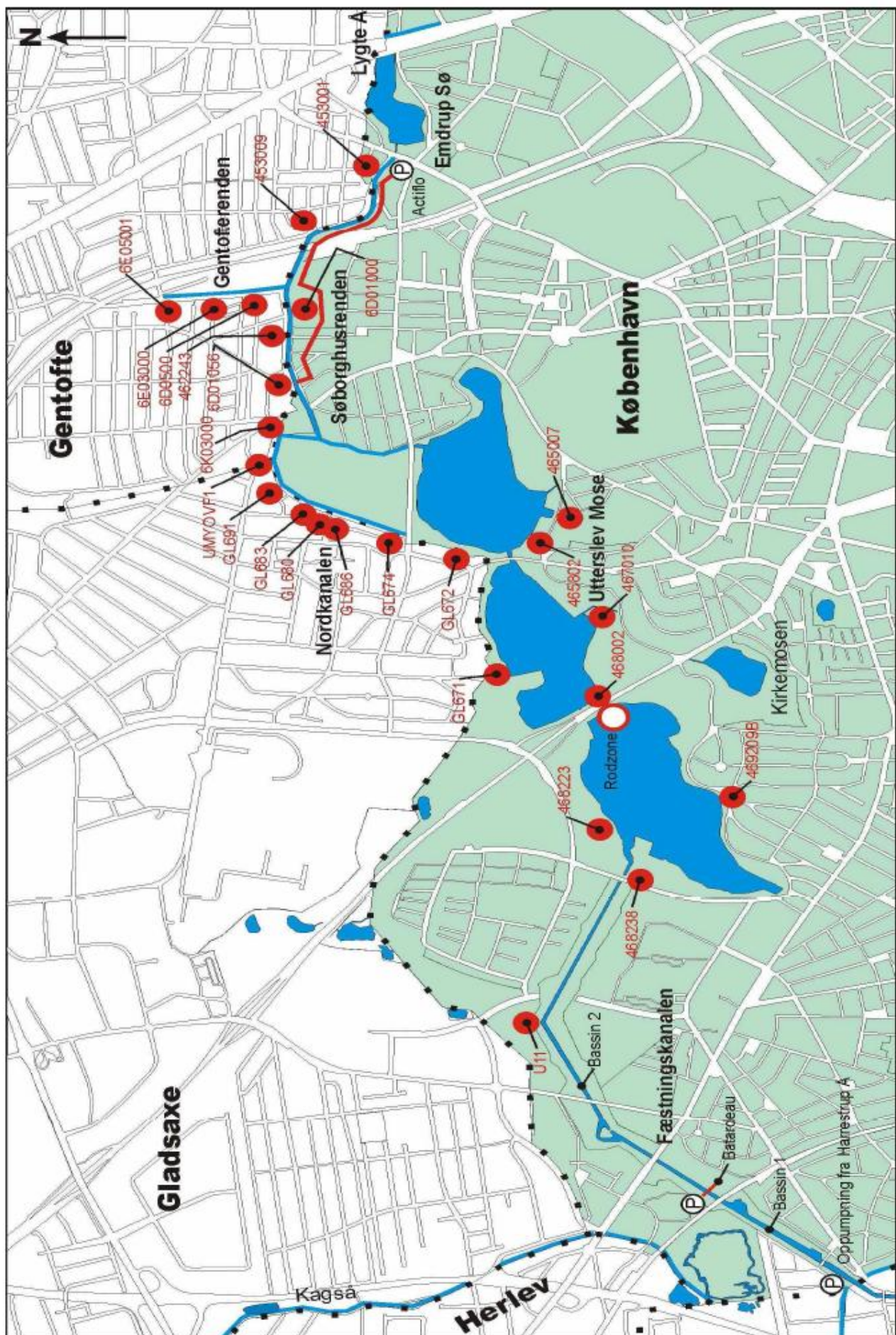
- McQueen, Donald J. Johannes, Mark R. S. Post, John R. Stewart, Thomas J & Lean, David R. S.. 1989. Bottom-Up and Top-Down Impacts on Freshwater Pelagic Community Structure. *Ecological Monographs*, Vol. 59, No. 3, pp. 289-309
- Meijer, Marie-Louise. de Boois, Ingeborg. Scheffer, Marten. Portielje, Rob. & Hosper, Harry. 1999. Biomanipulation in shallow lakes in the Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408/409: 13-30
- Michelsen, Kim. Nielsen, Jens Gerup & Olesen, Ulrik Sigaard. 2004. Vandområdeplan for Fæstningskanalen, Utterslev Mose, Nordkanalen, Søborgarhus Rende og Emdrup sø. Københavns Kommune
- Miljømålsloven 2006. Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder. LBK nr. 1756 af 22/12/2006
- Mortensen, John 2007. Forelæsning. Aquatic chemistry of CO₂.
[https://bscw.ruc.dk/bscw/bscw.cgi/d11236725/Part%201,%20Lecture%203b%3a%20Aquatic%20Chem%20of%20CO2.ppt#270,1,Aquatic Chemistry of CO2](https://bscw.ruc.dk/bscw/bscw.cgi/d11236725/Part%201,%20Lecture%203b%3a%20Aquatic%20Chem%20of%20CO2.ppt#270,1,Aquatic%20Chemistry%20of%20CO2)
- Perrow, Martin. Jowitt, Adrian J.D. Stansfield, Julia H. & Phillips, Geoff L. 1999. The practical importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in shallow lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 199-210
- Persson, Anders. 1997. Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, Vol. 42, No. 3. pp. 577-583.
- Rast, W. & Thornton, J.A. 2005. The phosphorus loading concept and the OECD eutrophication programme: Origin, application and capabilities. *The lakes handbook*. pp.354-385
- Regionplan 2005 For Hovedstadsregionen. Hovedstadens Udviklingsråd pp.201+327-338.
- Reitzel, Kasper., Hansen, Jonas., Jensen, Henning.S, Andersen, Frede.Ø. & Hansen, Kjeld.S. 2005. Lake restoration by dosing aluminium relative to mobile phosphorous in the sediment. *Environmental science & technology*. Vol. 39. No.11
- Rebsdorf, A. Thyssen, N & Erlandsen, M. 1991. Regional and temporal variation in pH, alkalinity and carbon dioxide in Danish streams, related to soil type and land use. *Freshwater Biology* 25. 419-435
- Sand-Jensen, Kaj & Lindegaard, Claus. 2004. Ferskvands økologi. Gyldendal.
- Scheffer, Marten. 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia*. 200/201: 475-586.

- Skov, Christian. & Nilsson, Anders. 2007. Evaluating stocking of YOY pike *Esox lucius* as a tool in the restoration of shallow lakes. *Freshwater Biology* 52, 1834–1845
- Skov, Christian. Jacobsen, Lene. Berg, Søren. Olsen, Jimmi & Bekkervol, Dorte. 2006. Udsætning af Geddeyngel i danske søer: Effektvurdering og perspektivering. Danmarks Fiskeriundersøgelser rapport 161.06
- Søndergaard, Martin., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 506-509: 135-145.
- Søndergaard, Martin. (red).1998. Sørestaurering i Danmark. *Miljønyt* nr.28.
- Søndergaard, Martin. Jeppesen, Erik & Jensen, Jens Peder (1999). Danske søer og deres restaurering. Tema-rapport fra DMU, 24/1999.
- Søndergaard, Martin. 2007. Nutrient dynamics in lakes– with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Doctor's dissertation (DSc) National Environmental Research Institute. University of Aarhus. Denmark
- Taiz, Lincol & Zeiger, Eduardo. 2006. *Plant physiology*. Fourth edition. Sinauer Associates, inc., Publishers
- Wetzel, R.G.2001. *Limnology-lake and river ecosystems*. Third Edition. Academic Press. pp. 239-286.
- Winther, Leif. Linde, Jens Jørgen. Jensen, H.Thorkild. Mathiasen, Leo Lund & Johansen, Niels Bent. 2006. *Afløbsteknik*. 5.udgave. Polyteknisk Forlag. pp.187-216 + 289-316
- Zumdahl, Steven S. 1998. *Chemical principles*. Third edition. Houghton Mifflin Company pp.477-480 + 843

6: Appendiks

Appendiks 1	Kort over det nordlige recipientsystem, med placering af overløbsbygværk (Michelsen et al. 2004)
Appendiks 2	Beregnet vand og fosfortilførsel via overløb 2003 (Michelsen et al. 2004)
Appendiks 3	Rådata fra 2003 indsamlet ved station 5306 – vand fra Fæstningskanal til Utterslev Mose (Gervin et al. 2004)
Appendiks 4	Rådata fra 2003 indsamlet ved station Utterslev Mose østbassin (Gervin et al. 2004)
Appendiks 5	Målsætning definition
Appendiks 6	Datablad PAX-14 (Polyaluminiumkloridopløsning) (www.kemira.dk)
Appendiks 7	Beregnet fosfor og vandbalance Utterslev Mose 2003 (Gervin et al. 2004)
Appendiks 8	Sediment analyser fra tre stationer i Utterslev Mose øst 2002 (Gervin et al. 2003)
Appendiks 9	Fytoplankton sammensætning 2003 (Gervin et al. 2004)
Appendiks 10	Plantedækningsgrad. Utterslev Mose 2003 (Gervin et al. 2004)
Appendiks 11	Beregningsgrundlag for sørestaurering (H et al. 2006)
Appendiks 12	Udgifter til sørestaurering af Nordkanalen
Appendiks 13	Udgifter til Sørestaurering af Fæstningskanalen
Appendiks 14	Udgifter til Sørestaurering af Utterslev Mose
Appendiks 15	Fosfor i sørestaurerede lavvandede små søer (www.miljøportalen.dk)

Appendiks 1



Appendiks 2

Årlig belastning fra de enkelte overløbsbygværker til vandområder i Det Nordlige Recipient-system (status og maksimal acceptabel belastning svarende til kvalitetskravene ved en generel målsætning).

Overløbs- bygværk (nr).	Kom- mune	Udledningssted	Status år 2003				Maksimal acceptabel belastning			
			M ³ spv. /År	Kg N/år	Kg P/år	Kg BOD/år	M ³ spv. /År	Kg N/år	Kg P/år	Kg BOD/år
468238	Københ.	Fæstningskana- len	126	0.63	0.22	6.31	37	0.18	0.06	1.83
U11	Gladsaxe/ Københ.	Fæstningskana- len	40180	152.68	32.14	883.96	9437	35.86	7.55	207.62
465802	Københ.	Utterslev Mose	757	3.79	1.33	37.87	659	3.30	1.15	32.96
GL671	Gladsaxe	Utterslev Mose	942	4.71	1.65	47.12	261	1.31	0.46	13.06
GL672	Gladsaxe	Utterslev Mose	1779	8.90	3.11	88.97	270	1.35	0.47	13.49
467010	Københ.	Utterslev Mose	486	2.43	0.85	24.31	341	1.71	0.60	17.08
469209B	Københ.	Utterslev Mose	1007	5.04	1.76	50.37	609	3.05	1.07	30.42
468223	Københ.	Utterslev Mose	9814	49.07	17.17	490.70	973	4.86	1.70	48.64
GRONSPV	Københ.	Utterslev Mose	330	1.65	0.58	16.51	245	1.23	0.43	12.25
465007	Københ.	Utterslev Mose	34	0.17	0.06	1.69	26	0.13	0.05	1.32
6K03000	Gentofte	Nordkanalen	11598	57.99	20.30	579.90	2012	10.06	3.52	100.60
GL674	Gladsaxe	Nordkanalen	2373	11.86	4.15	118.64	378	1.89	0.66	18.92
GL680	Gladsaxe	Nordkanalen	261	1.31	0.46	13.10	41	0.20	0.07	2.03
GL683	Gladsaxe	Nordkanalen	1462	7.31	2.56	73.10	545	2.73	0.95	27.26
GL686	Gladsaxe	Nordkanalen	1620	8.10	2.83	81.00	260	1.30	0.46	13.00
GL691	Gladsaxe	Nordkanalen	11	0.06	0.02	0.57	00	0.00	0.00	0.00
UMYOVF1	Gentofte	Nordkanalen	44501	222.50	77.88	2225.04	7968	39.84	13.94	398.39
6E03000	Gentofte	Gentofterenden	406	2.03	0.71	20.28	144	0.72	0.25	7.18
6E05001	Gentofte	Gentofterenden	8144	40.72	14.25	407.18	2621	13.10	4.59	131.04
6D05000	Gentofte	Gentofterenden	73	0.36	0.13	3.64	17	0.08	0.03	0.84
6D01000	Københ.	Søborgus Rende	181	0.91	0.32	9.05	35	0.17	0.06	1.74
6D01056	Gentofte	Søborgus Rende	7316	36.58	12.80	365.80	1926	9.63	3.37	96.29
462243	Gentofte	Søborgus Rende	84	0.42	0.15	4.20	37	0.18	0.06	1.83
453009	Københ.	Søborgus Rende	17	0.08	0.03	0.84	6	0.03	0.01	0.29
453001	Københ.	Søborgus Rende	18	0.09	0.03	0.91	9	0.04	0.02	0.45
Total 25 over- løbsbygvær- ker		Det Nordlige Recipientssystem	133520	619	196	5551	28857	132	43	1179

Appendiks 3

St. 5306 Tilløb Uterslev Mose

Dato	Alkalinitet, total TA	Ammonium-N, filt	BOD ufortyndet	Glødetab, total	Jern	Nitrit+nitrat-N	Nitrogen, total	Orthophosphat, filt	Ilt bund	Ilt top	pH	Phosphor, total-P	Silicium, filt	Suspenderede stoffer	Temperatur bund	Temperatur top	Bunddybde	Sigtdybde
29-01-2003	3,59	0,186	2,32	3,3	0,025	0,364	1,11	0,013	8	10,5	7,9	0,061	3,3	3,4	2,4	2,3	1,1	1,1
11-03-2003	5,72	0,075	4,79	3,8	0,13	1,13	1,93	0,006	13	13,2	7,8	0,068	5,7	4,9	3	2,4	1,2	1,2
01-04-2003	4,63	0,003	6,04	5,8	0,025	0,648	1,55	0,006	9,5	9,7	7,7	0,076	2,2	7	5,5	5,6	1,2	1,2
22-04-2003	3,97	0,014	4,27	7,2	0,025	0,016	1,1	0,002			7,9	0,084	0,5	8,4	11,3	11,8	1,35	1,1
28-04-2003	4,46	0,014	2,86	3	0,1	0,018	0,684	0,002	10,5	10,5	7,9	0,053	0,54	6,8	11,5	12,1	1,2	1,2
12-05-2003	3,72	0,008	4,21	3,6	0,2	0,007	0,849	0,048	7,6	7,5	7,7	0,094	0,13	4,2	13,6	13,7	1,2	1,2
26-05-2003	2,31	0,487	8,12	9,5	0,38	0,333	2,32	0,093	1,7	3,8	7,5	0,295	0,9	15	15,7	16,1	1,2	0,6
11-06-2003	3,83	0,187	8,05	18	0,21	0,007	2,22	0,093	2,5	2,5	7,6	0,356	3,4	21	18	18,3	1,2	0,5
25-06-2003	3,78	0,561	3,54	6	0,27	0,009	1,81	0,217	0,4	0,4	7,5	0,36	1,6	7	15,6	15,5	1,1	1,1
08-07-2003	3,89	0,377	2,36	2	0,071	0,026	1,55	0,093	0,6	0,7	7,9	0,161	4,2	3,2	17,8	17,7	1,4	1,4
29-07-2003	2,79	0,003		15	0,092	0,003	2,09	0,099	0,5	3,9	7,9	0,349	1,8	20	21,1	22,2	1,2	0,5
12-08-2003	3,15	0,003	8,4	19	0,1	0,003	2,14	0,095	1,6	4,6	8,2	0,365	5,2	26	22,3	23	1,2	0,5
26-08-2003	3,32	0,071	7,01	16	0,13	0,008	2,2	0,051	3,7	5,8	8,2	0,283	5,9	20	18,4	18,8	1,2	0,55
09-09-2003	3,69	0,176	3,01	3,4	0,082	0,051	1,09	0,078	1,2	1,4	7,4	0,155	3,5	4,6	15,5	15,9	1,1	1,1
24-09-2003	3,4	0,187	3,05	3,2	0,067	0,037	0,951	0,072	0,6	1,1	7,5	0,14	3,2	5	13,3	13,3	1,2	1,2
14-10-2003	4,27	0,173	2,36	2	0,063	0,089	0,901	0,058	1,5	1,5	7,5	0,088	4,3	4,6	6,2	7,1	1,2	1,2
18-11-2003	4,25	0,204	1,91	1,8	0,093	0,045	0,836	0,124	1,2	1,6	7,4	0,18	4,8	3,4	5,2	5,8	1,2	1,2
09-12-2003	3,76	0,366	1,22	0,6	0,072	0,409	1,1	0,126	2,2	3,1	7,4	0,133	5,1	2,8	4,1	4	1,2	1,2

Appendiks 4

St. 1704 Utterslev Mose

Dato	Alkalinitet, total TA	Ammonium-N, filt	Chlorophyl A	Glødetab, susp. stof	Tem	Nitrit+nitrat-N	Nitrogen, total	Orthophosphat, filt	lt bund	lt top	pH	Phosphor, total-P	Stigtvåde	Silicium, filt	Suspenderede stoffer	temperatur bund	temperatur top
29-01-2003	3,19	0,195	42,5	8,4	0,2	0,256	1,6	0,014	11,6	11,4	7,9	0,101	1,3	3,6	9,4	3	3
18-03-2003	3,26	0,0025	35,3	7,3	0,05	0,003	1,2	0,006	10,3	10,9	7,76	0,097	1,2	2,2	8,3	6,8	6,7
01-04-2003	3,32	0,0025	25	5,8	0,05	0,003	0,897	0,005	9,9	9,9	7,9	0,071	1,3	1,3	7,4	7,2	7,2
22-04-2003	3,39	0,0025	22	13	0,28	0,003	1,25	0,002			8	0,107	0,75	0,62	20	11	11,4
28-04-2003	3,41	0,018	37	10	0,16	0,003	1,46	0,002	9,5	9,7	8	0,101	0,9	0,55	15	10,8	10,8
12-05-2003	3,4	0,0025		14	0,17	0,003	1,51	0,002	8,4	8,7	8	0,129	0,7	0,94	17	15,2	15,1
26-05-2003	3,24	0,0025	76	7	0,25	0,005	1,4	0,006	8,6	9,8	8,1	0,17	0,7	1,6	8,5	16,6	16,7
11-06-2003	3,64	0,0025	61	11	0,2	0,003	2,13	0,052	7,7	7,9	8	0,241	0,6	3,4	14	18,3	18,3
25-06-2003	3,86	0,0025	83	12	0,035	0,003	1,77	0,054	7	7,1	8	0,23	0,5	4,3	16	15,6	15,6
08-07-2003	3,89	0,0025	87	23	0,13	0,003	1,64	0,096	9,3	9,5	8,4	0,327	0,6	4,6	54	19,1	19
29-07-2003	3,65	0,0025	210	26	0,089	0,003	2,72	0,488	4,5	8,3	8,8	0,799	0,3	4,5	32	21,2	21,3
12-08-2003	3,85	0,0025	144	24	0,12	0,003	2,58	0,58	1,3	9	8,6	0,944	0,5	5,3	29	23,6	24,3
26-08-2003	3,89	0,038	123	23	0,15	0,003	3,25	0,203	8,6	9,9	8,6	0,509	0,4	6	27	18,3	18,4
09-09-2003	3,9	0,0025	100	15	0,14	0,003	2,65	0,244	6,7	7,2	8,2	0,495	0,6	6,1	22	16,2	16,3
24-09-2003	3,78	0,008	97	17	0,11	0,005	1,92	0,079	6,2	6,7	8,1	0,291	0,6	6,2	22	14,2	14
14-10-2003	3,64	0,011	54	11	0,066	0,003	1,9	0,029	8,6	8,8	8	0,131	0,8	6	15	8,1	8,1
04-11-2003	3,6	0,011	46	6,8	0,059	0,003	1,5	0,006	9	9,2	8	0,1	1	4,8	8,8	6,9	7,1
18-11-2003	3,5	0,005	70,5	8	0,059	0,006	1,57	0,007	10,3	10,6	7,9	0,095	1,1	4,9	11	4,6	4,7
09-12-2003	3,44	0,096	50	7,8	0,29	0,16	1,58	0,022	11,2	11,2	8	0,105	1,2	4,7	14	3,6	3,7

Appendiks 5

Målsætning	Definition	
Skærpet målsætning	A1 særligt naturligt interesse- område	Søer, hvor særlige naturelementer ønskes beskytte og som er helt eller næsten upåvirket af menneskelig aktivitet
	A2 badevand	Søer, der skal kunne anvendes til badning og lignende
Generel målsætning	B naturligt og alsidigt dyre- og planteliv	Søer, hvor spildevandstilførslen og andre kulturbetingede påvirkninger ikke eller kun svagt påvirker det naturlige og alsidige plante- og dyreliv i forhold til basistilstanden
Lempet målsætning	C1 påvirket af spildevand, vandindvinding eller andre fysiske forhold	Søer, der tillades påvirket af spildevandstilførsel, vandindvinding eller andre fysiske påvirkninger

Appendiks 6

Kemwater™

PAX-14

Polyaluminiumkloridopløsning

Aluminium – Al ³⁺	7,2 ± 0,3 %	94 g/l PAX-14
Aluminium – Al ₂ O ₃	13,6 ± 0,5 %	178 g/l PAX-14
Klorid	20,0 %	260 g/l PAX-14
Basicity	30,0 ± 5 %	

		Gennemsnit 2005 mg/kg PAX-14	Maxindhold mg/kg PAX-14	Gennemsnit 2005 mg/kg Al	Maxindhold mg/kg Al
Bly	Pb	< 0,3	1,0	< 4	14
Cadmium	Cd	< 0,04	0,05	< 1	0,7
Kobber	Cu	0,29	2,0	4	28
Krom	Cr	0,31	2,0	4	28
Kviksølv	Hg	< 0,003	0,05	< 0,04	0,7
Nikkel	Ni	0,09	2,0	1,3	28
Zink	Zn	1,45	2,0	20	28

pH	~1
Krystallisationstemperatur	-15 °C
Densitet	1,31 ton/m ³
Viskositet ved 0 °C	50 cP
(Brookfield spindle, LV nr. 1) ved 23 °C	24 cP
Aktiv substans	2,7 mol/kg
Leveringsform	Bulk, 800/ 1000 l pallettanke, 200 l tromler, 25 l dunke
Producent	Kemwater, Sverige

Registreret og kontrolleret
af Kiwa-ATA i Holland,
til drikkevandsrensning
med en max. dosering på
15mg Al/L vand.

Denne tekniske information er kun vejledende
06-09 Kemira Miljø A/S PS 03.14

KEMIRA MILJØ indgår i Kemirakoncernen

KEMIRA MILJØ A/S
Måde Industrivej 19
DK-8705 Esbjerg Ø
Danmark

Telefon 75 45 25 55
Telefax 75 45 25 75
www.kemira-miljoe.dk



Appendiks 7

Vandbalance på månedsbasis, 2003

m3

Fæstnings- kanal, tilløb.	U11+ total	Tilløb total	Nedbør	diffus afstrømi ng	regn + afstr.	overløb direkte	renset overløb	Overløb via Nord	Overløb i alt	Alværg vand via Nordk	Tinghøj vandbe holder	TIL I ALT	Fordamp ning	udsvirning	fraøb målt fra Nordk.	FRA I ALT	dMagasin afløst	dMagasin beregnet	Mangel tilførsel	
jan	73.134	0	73.134	42.840	65.280	108.120	1.490	46	5	1.541	3.454	0	186.248	4.590	35.340	154.531	194.461	12.000	-8.213	20.213
feb	13.894	0	13.894	6.480	1.868	6.480	1.868	0	0	1.868	6.486	0	28.728	13.050	31.920	51.961	96.931	-24.000	-68.203	44.203
mar	56.279	0	56.279	13.320	252	13.320	252	0	0	252	2.429	0	72.281	34.740	35.340	88.761	158.841	6.000	-86.560	92.560
apr	121.937	2.000	123.937	51.480	3.840	55.320	145	5.047	3.685	8.877	5.586	0	193.720	61.470	34.200	137.648	233.318	18.000	-39.598	57.598
ma	43.875	22.650	66.525	88.020	45.300	133.320	1.275	16.598	9.986	27.859	3.244	15.028	245.975	76.050	35.340	247.909	359.299	-9.000	-113.324	104.324
juni	29.383	2.163	31.546	38.880	0	38.880	2.646	8.772	4.631	16.048	4.426	4.138	95.038	118.404	34.200	13.319	165.923	-21.000	-70.885	49.885
juli	46.784	0	46.784	70.920	0	70.920	3.751	3.979	1.881	9.611	4.578	37.030	168.923	105.534	35.340	21.493	162.367	6.000	6.556	-556
aug	26.927	0	26.927	58.140	0	58.140	13.197	4.173	3.180	20.550	5.766	0	111.383	99.693	35.340	0	135.033	-36.000	-23.650	-12.350
sep	112.510	4.377	116.887	47.520	3.000	50.520	69	254	208	531	1.017	0	168.956	57.150	34.200	31.651	123.001	42.000	45.955	-3.955
okt	73.388	0	73.388	46.620	41.100	87.720	11.879	321	36	12.237	4.415	15.625	193.385	27.450	35.340	31.400	94.190	6.000	99.195	-93.195
nov	58.637	1.000	59.637	41.400	59.880	101.280	344	809	92	1.245	6.614	0	168.776	6.840	34.200	77.370	118.410	6.000	50.366	-44.366
dec	60.526	751	61.277	56.700	89.580	146.280	0	0	0	0	7.472	73.433	288.462	3.690	35.340	158.543	197.573	6.000	90.889	-84.889
sum	717.273	32.941	750.214	562.320	307.980	870.300	36.916	40.000	23.704	100.620	55.486	145.254	1.921.875	608.661	416.100	1.014.584	2.039.345	12.000	-117.471	129.471
	37%	2%	31%	29%	16%	45%	2%	2%	1%		3%	8%	30%	20%	50%					

Fosforbalance på månedsbasis, 2003, kg

Tilløb	nedbør	diffus afstr	Tinghøj	fælles overløb	grønt anlæg	overløb direkte	overløb indirekte	Nordk overløb	Overløb total	Nordk afværg	fugle tilførsel	Udsivn	Afløb	renset søvand	Tot fraførsel	TIL-FR	pulje ændring	tilbageho idelse
jan	7,5	0,7	1,3	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	2,5	0,10	1,8	3,6	15,6	0,0	19,2	-5,2	1,8	-6,9
feb	0,9	0,1	0,0	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	3,2	0,18	2,8	3,2	5,1	0,1	8,4	-1,2	-3,5	2,4
mar	4,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,4	0,07	8,3	3,0	7,5	0,1	10,5	2,5	-7,9	10,5
apr	8,4	0,8	0,1	0,0	0,5	0,8	6,3	17,0	20,8	0,16	12,6	3,6	14,3	0,0	17,9	11,2	13,2	-2,0
maj	8,5	1,4	0,9	1,7	2,2	1,7	3,8	7,9	13,2	0,09	14,7	5,3	37,1	0,2	42,5	5,6	25,3	-19,7
juni	10,5	0,6	0,0	0,5	4,5	0,9	5,4	7,9	10,0	0,12	16,8	8,1	3,1	0,4	11,5	30,2	44,7	-14,4
juli	15,2	1,2	0,0	4,1	6,4	0,4	6,8	3,2	10,0	0,13	16,1	19,9	12,1	0,9	32,9	13,7	185,5	-171,8
aug	4,0	0,9	0,0	0,0	22,4	0,4	22,9	5,4	28,3	0,16	14,0	25,7	0,0	2,7	28,4	19,0	65,7	-46,8
sep	16,6	0,8	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,4	0,5	0,03	11,3	13,4	12,4	3,4	29,3	-0,1	-158,9	158,8
okt	6,5	0,8	0,8	1,7	20,2	0,0	20,2	0,1	20,3	0,12	9,9	4,1	3,6	0,7	8,4	31,7	-156,9	188,6
nov	10,6	0,7	1,2	0,0	0,6	0,1	0,7	0,2	0,8	0,19	2,2	3,2	7,4	0,0	10,6	5,0	-11,2	16,2
dec	8,0	0,9	1,8	8,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,21	1,8	3,7	16,6	0,0	20,4	0,5	6,4	-5,9
sum	100,7	9,1	6,2	16,0	4,0	66,8	40,3	107,1	156,112,4	353,0	96,6	134,9	8,5	240,0	113,0	4,1	108,9	31%
	28,5%	2,6%	1,7%	4,5%	1,1%	18,9%	11,4%	30,3%	0,4%	32%	40%	56%	4%					

Appendiks 8

SEDIMENTANALYSER 4/11-2002

STATION A

DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Org-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Calcium g/kg TS	Jern g/kg TS	Dybde cm	Udseende
0 - 2	13,0	38,0	0,000	0,251	0,232	0,376	0,671	1,53	26,00	16,3	0 - 4	Groft sort-brunt slam
2 - 5	25,0	25,6	0,000	0,097	0,213	0,239	0,177	0,73	22,00	17,6	4 - 6	Opblandet øvegangszone
5 - 10	32,5	20,4	0,000	0,049	0,151	0,238	0,130	0,57	28,00	17,3	6 - 17	Gråt leret med sorte pletter
10 - 20	29,6	22,2	0,000	0,055	0,140	0,227	0,072	0,49	30,00	19,7		

STATION B

DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Org-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Calcium g/kg TS	Jern g/kg TS	Dybde cm	Udseende
0 - 2	4,3	49,7	0,018	0,467	0,386	0,582	1,197	2,65	48,00	15,8	0 - 29	Brun-grønt slam
2 - 5	5,6	50,1	0,020	0,468	0,350	0,621	1,151	2,61	48,00	16,1		
5 - 10	6,7	49,1	0,053	0,310	0,294	0,570	0,943	2,17	48,00	16,0		
10 - 20	7,9	49,2	0,096	0,246	0,332	0,610	0,476	1,76	51,00	16,7		
20 - 30	11,9	44,4	0,090	0,193	0,322	0,296	0,399	1,30	43,00	17,0	29 - 37	Mørkt slam iblandet planterester
30 - 50	11,5	72,1	0,061	0,048	0,067	0,159	0,191	0,53	38,00	6,7	37 - 44	Tørv

STATION 104

DYBDE cm	Tørvægt %	glødetab % af TS	Ads-P g/kg TS	Jern-P g/kg TS	Ca-P g/kg TS	Org-P g/kg TS	Residual-P g/kg TS	Total-P g/kg TS	Calcium g/kg TS	Jern g/kg TS	Dybde cm	Udseende
0 - 2	5,4	46,6	0,009	0,324	0,436	0,454	0,807	2,03	43,00	16,2	0 - 14	Sort slam
2 - 5	7,2	48,6	0,007	0,268	0,417	0,414	0,674	1,78	46,00	15,9		
5 - 10	9,6	47,4	0,010	0,190	0,369	0,326	0,715	1,61	46,00	14,6		
10 - 20	13,6	43,3	0,010	0,102	0,144	0,240	0,434	0,93	42,00	12,9	14 - 17	Tørv med skalrester
20 - 30	11,8	76,7	0,020	0,051	0,029	0,196	0,217	0,51	32,00	5,7	17 - 26	Gråt komet med bladrester
30 - 50	10,1	88,9	0,014	0,020	0,008	0,162	0,191	0,40	33,00	2,7	26 - 41	Tørv

Appendiks 9

DATO:	Total biomasse mm ³ /l	Dominerende art	Andel af biomasse %	Subdominerende arter	Andel af biomasse %
18-mar	1,7	<i>Ochromonas</i> spp. (5-10 µm)	31	<i>Synedra</i> spp.	8
		<i>Chlamydomonas</i> spp. (5-10 µm)	20	<i>Rhodomonas lacustris</i>	5
		<i>Cryptomonas</i> spp. (20-30 µm)	19	<i>Scenedes. Gr.3+6 Armati/Desmodesmus</i>	5
				<i>Koliella longiseta</i>	5
01-apr	2,7	<i>Ochromonas</i> spp. (10-15 µm)	15	<i>Chrysochromulina parva</i>	9
		<i>Ochromonas</i> spp. (5-10 µm)	13	<i>Monoraphidium contortum</i>	8
		<i>Chroococcales</i> spp. (celler <2 µm)	11	<i>Chlamydomonas</i> spp. (5-10 µm)	6
				<i>Diplochloris</i> spp.	5
				<i>Koliella longiseta</i>	5
				<i>Rhodomonas lacustris</i>	5
				<i>Katablepharis ovalis</i>	4
				<i>Scenedesmus Gr. 2 Acutodesmus</i>	4
				<i>Gymnodinium</i> spp. (10-20 µm)	4
22-apr	5,3	<i>Chroococcales</i> spp. (celler <2 µm)	22	<i>Chlorella</i> sp./ <i>Dict. subsolitarium</i>	18
		<i>Diplochloris</i> spp.	22	<i>Monoraphidium contortum</i>	7
		<i>Ochromonas</i> spp. (5-10 µm)	21		
12-maj	4,4	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	30	<i>Ochromonas</i> spp. (5-10 µm)	17
				<i>Diplochloris</i> spp.	17
				<i>Scenedesmus Gr. 2 Acutodesmus</i>	13
				<i>Chlorella</i> sp./ <i>Dict. subsolitarium</i>	6
				<i>Monoraphidium contortum</i>	6
				<i>Chroococcales</i> spp. (celler <2 µm)	6
26-maj	4,4	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	24	<i>Scenedesmus Gr. 2 Acutodesmus</i>	16
				<i>Diplochloris</i> spp.	12
				<i>Chlorella</i> sp./ <i>Dict. subsolitarium</i>	12
				<i>Ochromonas</i> spp. (5-10 µm)	12
				<i>Scenedes. Gr.3+6 Armati/Desmodesmus</i>	8
				<i>Chroococcales</i> spp. (celler <2 µm)	5
11-jun	7,1	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	45	<i>Scenedesmus Gr. 2 Acutodesmus</i>	13
				<i>Chlorella</i> sp./ <i>Dict. subsolitarium</i>	13
				<i>Diplochloris</i> spp.	13
				<i>Scenedes. Gr.3+6 Armati/Desmodesmus</i>	4
25-jun	9,2	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	38	<i>Cryptomonas</i> spp. (20-30 µm)	14
				<i>Crucigenia tetrapedia</i>	14
				<i>Planktothrix agardhii</i>	9
				<i>Pediastrum</i> spp.	8
				<i>Scenedesmus disciformis</i>	4
				<i>Scenedesmus Gr. 2 Acutodesmus</i>	4
08-jul	15,4	<i>Planktothrix agardhii</i>	33	<i>Coelomonon pusillum</i>	14
				<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	9
				<i>Nitzschia acicularis</i>	9
				<i>Tetrastrum triangulare</i>	7
				<i>Scenedes. Gr.3+6 Armati/Desmodesmus</i>	7
				<i>Crucigenia tetrapedia</i>	5
				<i>Anabaena spiroides</i> v. <i>minima</i>	5

Appendiks 9 - forsat

DATO:	Total biomasse mm ³ /l	Dominerende art	Andel af biomasse %	Subdominerende arter	Andel af biomasse %
29-jul	27,1	<i>Planktothrix agardhii</i>	67	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm) <i>Scenedesmus</i> Gr. 2 <i>Acutodesmus</i> <i>Nitzschia acicularis</i>	8 6 5
12-aug	28,5	<i>Planktothrix agardhii</i>	55	<i>Ochromonas</i> spp. (15-20 µm) <i>Anabaenopsis elenkinii</i> <i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm) <i>Nitzschia acicularis</i>	12 7 7 4
26-aug	21,1	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	42	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Ochromonas</i> spp. (20-30 µm) <i>Anabaenopsis elenkinii</i> <i>Diplochlois</i> spp. <i>Scenedesmus</i> Gr. 2 <i>Acutodesmus</i>	17 8 6 6 5
09-sep	35,8	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	47	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Scenedesmus</i> Gr. 2 <i>Acutodesmus</i>	35 4
24-sep	14,1	<i>Planktothrix agardhii</i>	33	<i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm) <i>Diplochlois</i> spp. <i>Scenedesmus</i> Gr. 2 <i>Acutodesmus</i> <i>Nitzschia acicularis</i> <i>Coelomonon pusillum</i> <i>Chroococcales</i> spp. (celler <2 µm) <i>Botryococcus</i> spp.	11 10 9 8 8 5 5
14-okt	6,4	<i>Diplochlois</i> spp. <i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	18 17	<i>Coelomonon pusillum</i> <i>Scenedesmus</i> Gr. 2 <i>Acutodesmus</i> <i>Chlorella</i> sp./ <i>Dict. subsolitarium</i> <i>Scenedes. Gr.3+6 Armati/Desmodesmus</i> <i>Botryococcus</i> spp.	14 12 10 7 7
04-nov	14,9	<i>Koliella longiseta</i>	56	<i>Ochromonas</i> spp. (15-20 µm) <i>Monoraphidium contortum</i> <i>Cryptomonas</i> spp. (20-30 µm)	20 4 4
18-nov	8,3	<i>Koliella longiseta</i> <i>Ochromonas</i> spp. (15-20 µm)	26 20	<i>Cryptomonas</i> spp. (20-30 µm) <i>Chroococcales</i> spp. (celler <2 µm) <i>Chlorella</i> sp./ <i>Dict. subsolitarium</i> <i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm) <i>Diplochlois</i> spp.	15 7 7 6 5
Vægtet gns. 18-mar 31-okt	13,1	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	32 22	<i>Scenedesmus</i> Gr. 2 <i>Acutodesmus</i> <i>Diplochlois</i> spp. <i>Nitzschia acicularis</i> <i>Chlorella</i> sp./ <i>Dict. subsolitarium</i> <i>Scenedes. Gr.3+6 Armati/Desmodesmus</i> <i>Coelomonon pusillum</i>	6 5 4 3 3 3
Vægtet gns. 01-maj 30-sep	16,5	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Chlorococcales</i> spp. (5-10 µm)	37 24	<i>Scenedesmus</i> Gr. 2 <i>Acutodesmus</i> <i>Diplochlois</i> spp. <i>Nitzschia acicularis</i> <i>Scenedes. Gr.3+6 Armati/Desmodesmus</i>	6 4 4 3

Appendiks 10

Samleskema til resultater fra områdeundersøgelse. Dækningsgrad.						
Sø	Utterslev Mose, øst		År:		2003	
Amt:	Københavns Kommune		Periode:		08.08.03	
Dækningsgrad						
Delområde nr	Normaliseret vand - dybdeinterval m					Sum
	0 - 0,5	0,5 - 1	1 - 1,5	1,5 -2	>2	
	Plantedækket areal fra delområder					
1	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00
3	0	0,00	0,00	0,00		0,00
4	0	0,00	0,00	0,00		0,00
5	0	0,00	0,00	0,00		0,00
Sum (areal *10 ³)	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00
Tot.bundareal 10 ³ m ²	22	35,1	64	38,4		159,5
Gns. total dækningsgrad, %	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%		0,0%
Trådalge dækningsgrad, %						0,5%
Flydebladsplante dækningsgrad, %						0,07%

Samleskema til resultater fra områdeundersøgelse. Plantefyldt volumen.						
Sø	Utterslev Mose øst		År:	2003		
Amt:	Københavns Kommune		Periode:	08.08.03		
Plantefyldt volumen						
Delområde nr	Normaliseret vand - dybdeinterval m					Sum
	0-0,5	0,5 - 1	1 - 1,5	1,5 -2	>2	
	Plantefyldt volumen i delområders dybdeintervaller, 10³ m³					
1	0	0	0	0		0
2	0	0	0	0		0
3	0	0	0	0		0
4	0	0	0	0		0
5	0	0	0			0
Sum	0	0	0	0		0
Vandvolumen 10³ m³	5,5	26,3	80	67,2		179
Relativt plantefyldt volumen, %		0,0	0,0	0,0		0,0
Total plantefyldt volumen i sø, 10³m³:					0	
Søvolumen (ekskl. rørskov). 10³m³:					179	
Relativt plantefyldt volumen, %:					0	

Appendiks 11

Udgifter forbundet med Sørestaurering

Til vurdering af overordnede priser og rensningseffekt i forbindelse med sørestaurering bruges nedenstående tabeller. Tabellerne er modificeret fra 5 tabeller i H et al. 2006.

bef. ha = befæstet ha = hektar bebygget opland

Tabel 1	Enhed	Omkostning		Teknisk levetid År
		Investerings omkostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholds omkostning kr./enhed	
Biomanipulation				
Befiskning	ha sø	20.000	0	10
Udsætning af fisk	ha sø	2.000	0	5
Udplantning af bundplanter	Ha bund	20.000	10.000	10
Fysisk og kemisk sørestaurering				
Sedimentfjernelse (opgravning/deponering)	m ³	300	0	30
Sedimentbinding (kemisk fældning)	ha sø	30.000	0	10
Reduktion af overløb				
Separatkloakering inkl. stik	bef. ha	3.795.000	18.975	80
Sedimentation i lukket bassin	bef. ha	1.600.000	16.000	50
Sedimentation og fældning	bef. ha	1.102.071	44.083	20
Forsinkelsesbassiner	bef. ha	800.000	8.000	50
Sedimentation og sandfiltrering, åbent bassin	Bef. ha	189.975	7.823	30
Beplantede bassiner	Bef. ha	165.390	1.654	50
Olieudskiller	Bef. ha	152.507	1.525	50

(Modificeret efter tabeller s. 132,142, 100, 96)

(Modificeret efter tabeller s. 132,142, 100, 96)

Tabel 2	Reduktion af udledning			
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år
Sedimentation i lukket bassin	bef. ha	6,98	5,30	0,34
Sedimentation og fældning	bef. ha	15,35	1,91	1,75
Sedimentation og sandfiltrering	bef. ha	20,93	2,65	0,67
Forsinkelsesbassiner	bef. ha	34,60	8,06	2,99
Separatkloakering	bef. ha	18,4	18,4	2,5

(H et al. 2006 s.97)

Appendiks 12

Restaurering af Nordkanalen (mine beregninger, undtagen estimat)

Forsinkelsesbassiner: 53,4 mio. kr + (10 * 0,53 mio. kr.). =	58,7 mio. kr.
Opgravning, bortkørsel og deponering	10,5 mio. kr
Opgravning og deponering på egen matrikel	2,5 mio. kr
Meandering, udlægning af lerjord, omlægning af tilløb og fjernelse af faunaspærring. Estimeres til	10 mio. kr

Samlet minimum udgift over 10 år:(opgravning til egen matrikel) 71,2 mio. kr.

Samlet udgift over 10 år: (Ved opgravning, bortkørsel og deponering) 79,3 mio. kr

Udgifter til restaurering af Nordkanalen Michelsen et al. 2004

Recipient	Miljøforbedrende tiltag	Budgetramme mill. kr.
Soborghus Ren- de/Nordkanalen	Sedimentfjernelse	12
Total		12

Opgravning af sediment fra Nordkanalen (Ingerslev et al. 2006)

Eablering af arbejdsplads	500.000 kr
Rydning af bevoksning	100.00 kr
Opgravning af sediment: 6.300 m ³ af 200kr	1.260.000 kr
Transport: 6.300 m ³ , 20 km a 3 kr	380.000 kr
Rensning og deponering 9.600 ton af 700 kr	6.700.000 kr
Retablering af Nordkanalen	300.000 kr
uforudsigelige udgifter 15%	1.300.000 kr
Anlægsudgifter i alt	<u>10.540.000 kr</u>

Ved at opgrave til egen matrikel reduceres anlægsudgifter til

Eablering af arbejdsplads	500.000 kr
Rydning af bevoksning	100.00 kr
Opgravning af sediment: 6.300 m ³ af 200kr	1.260.000 kr
Retablering af Nordkanalen	300.000 kr
uforudsigelige udgifter 15%	324.000 kr
Anlægsudgifter i alt	<u>2.484.000 kr</u>

Appendiks 13

Udgifter til sørestaurering i Fæstningskanalen (mine beregninger)

Reduktion af ekstern belastning

Forsinkelsesbassin:	$34.560.000 \text{ kr} + (10 \text{ år} * 346.000 \text{ kr år}^{-1}) =$	38.020.000 kr
Sandfilterbassin:	$8.210.000 \text{ kr} + (10 \text{ år} * 340.000 \text{ kr år}^{-1}) =$	11.610.000 kr
Beplantet bassin:	$8.040.000 \text{ kr} + (10 \text{ år} * 80.000 \text{ kr år}^{-1}) =$	8.840.000 kr

Reduktion af intern belastning

Opgravning, transport og deponering		11.790.000 kr
Opgravning til egen matrikel		1.800.000 kr
Aluminiumsbehandling	$204.000 \text{ kr} + (3 * 204.000 \text{ kr}) =$	816.000 kr

Biomanipulation

Opfiskning	$106.000 \text{ kr} + (3 * 106.000 \text{ kr}) =$	424.000 kr
Udsætning	$10.600 \text{ kr} + (1 * 10.600 \text{ kr}) =$	21.200 kr
Udplantning	$20.000 \text{ kr} + (5 * 10.000 \text{ kr}) =$	70.000 kr
Fjernelse af Hornblad	$5 * 31.800 \text{ kr år}^{-1} =$	159.000 kr

Samlet minimum udgift over 10 år,

Ved opgravning til egen matrikel og beplantet bassin.	<u>12.130.000 kr</u>
---	----------------------

Samlet udgift over 10 år

Ved etablering af forsinkelsesbassin og opgravning, transport og deponering	<u>51.300.000 kr</u>
---	----------------------

Udgifter til restaurering af Fæstningskanalen (Michelsen et al. 2004)

Recipient	Miljøforbedrende tiltag	Budgetramme mill. kr.
Fæstningskanalen	Sedimentfjernelse	12
	Iltning	1,5
Total		13,5

Appendiks 14

Udgifter til sørestaurering af Utterslev Mose (mine beregninger)

Reduktion af ekstern belastning

Forsinkelsesbassiner: $31.760.000 \text{ kr} + (10\text{år} * 317.000 \text{ kr år}^{-1}) = 34.930.000 \text{ kr}$

Reduktion af intern belastning

Opgravning, transport og deponering ~~219.000.000 kr~~

Opgravning til egen matrikel 24.200.000 kr

Aluminiumsbehandling $900.000 \text{ kr} + (3 * 900.000 \text{ kr}) = 3.600.000 \text{ kr}$

Biomaniplulation

Opfiskning $1.140.000 \text{ kr} + (3 * 1.140.000 \text{ kr}) = 4.560.000 \text{ kr}$

Udsætning $114.000 \text{ kr} + (1 * 114.000 \text{ kr}) = 228.000 \text{ kr}$

Udplantning $114.000 \text{ kr} + (5 * 114.000 \text{ kr}) = 684.000 \text{ kr}$

Fjernelse af Hornblad $5 * 19.000 \text{ kr år}^{-1} = 95.000 \text{ kr}$

Samlet udgift minimum udgift over ti år (opgravning fravalgt) 44.100.000 kr

Samlet udgift over 10 år (Opgravning til øer tilvalgt) 68.300.000 kr

Udgifter til restaurering af Utterslev Mose (Michelsen et al. 2004)

Recipient	Miljøforbedrende tiltag	Budgetramme mill. kr.
Utterslev Mose	Biomaniplulation samt udsætning af rovfisk	6,5
	Reetablering af undervandsplanter	2,5
	Vandrensning	15
	Omlægning af vandgennemstrømning fra Utterslev Mose gennem Nordkanalen	6
Total		30

Appendiks 15

Fosfor i sørestaurerede lavvandede små søer

Søbo sø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj – september							
År/Måned	Min.	Middel	Max.				
1983	42	118,81	217				
1988	49	108,174	268				
1992	60	85,088	122				
1993	46	61,54	75				
1994	44	59,758	76				
1995	34	61,477	130				
1996	74	98,52	118				
1997	34	62,851	119				
1998	33	70,17	88				
1999	32	88,308	160				
2000	34	86,878	130				
2003	63	90,842	120				
2006	25	90,766	384				
Skærsø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj – september							
År/Måned	Min.	Middel	Max.				
1990	50	67,124	90				
1991	70	74,111	90				
1993	51	84,866	170				
1995	65	85,62	130				
1997	45	70,748	120				
1999	13	72,194	110				
2000	1500	1500	1500				
2001	49	79,097	130				
2006	47	73,086	97				
Rørbæk Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj – september				Rørbæk Sigtdybde Tidvgt. middel, maj – september			
År/Måned	Min.	Middel	Max.	År/Måned	Min.	Middel	Max.
1971	10	10	10	1971	0,95	0,95	0,95
1972	48	53,13	62	1972	1,25	1,561	2,1
1973	28	35,468	40	1973	1,1	1,213	1,4
1974	300	223,646	300	1974	1,4	1,192	1,4
1975	140	201,265	140	1975	0,9	1,093	0,9

1976	390	252,879	390	1976	0,85	1,162	0,85
1977	56	81,917	110	1977	0,9	1,099	1,5
1979	75	125,577	160	1979	0,7	0,96	1,2
1983	67	131,004	220	1982	0,55	0,831	1,25
1985	33	58,093	92	1983	0,48	1,267	3,25
1986	71	88,128	110	1984	0,88	0,972	1,3
1987	63	82,053	110	1985	0,8	1,486	2,1
1988	43	99,418	170	1986	0,65	1,09	1,5
1989	50	102,104	150	1987	0,75	1,094	1,4
1990	35	94,604	200	1988	0,58	1,149	2,1
1991	57	93,911	150	1989	0,45	1,075	2,35
1993	49	94,124	150	1990	0,3	1,444	3,7
1994	48	77,218	130	1991	0,55	1,064	1,4
1995	43	64,634	100	1993	0,7	1,061	1,5
1996	23	64,075	120	1994	0,5	1,077	1,8
1997	21	71,992	170	1995	0,55	1,131	1,75
1998	22	61,559	87	1996	0,55	1,287	2,5
1999	27	74,625	130	1997	0,9	1,633	2,45
2000	33	52,234	77	1998	1,9	2,51	4,6
2001	26	46,452	90	1999	1,25	1,921	2,5
2002	23	48,433	110	2000	1,4	2,03	3,2
2004	62	81,162	110	2001	1,2	2,034	4,5
2007	15	22,425	25	2002	0,9	1,579	3,2
				2004	1	1,414	1,9
				2006	1,15	1,175	1,2
				2007	0,8	1,178	1,55
Ramten Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj – september							
År/Måned	Min.	Middel	Max.				
1975	330	361,706	480				
1976	233	244,951	233				
1981	108	184,145	279				
1986	161	270,334	331				
1993	144	218,111	333				
1995	51	96,762	145				
1996	34	60,012	89				
1997	48	76,24	100				
1998	44	76,778	106				
1999	69	81,546	105				
2000	86	104,195	120				
2001	69	112,256	150				
2002	54	94,511	140				
2003	15	61,9	110				

2004	76	85,777	100	
2005	44	63,972	78	
Lyngsø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj – september				
År/Måned	Min.	Middel	Max.	
1989	857	857	857	
1994	132	501,712	1300	
1996	224	497,612	1220	
2001	130	642,577	2000	
2004	170	780,687	3900	
Vedsted sø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj – september				Vedsted sø Sigtdybde Tidvgt. middel, maj - september
År/Måned	Min.	Middel	Max.	År/Måned Min. Middel Max.
1976	54	73,254	123	1976 2,7 2,775 2,9
1977	1	21,982	36	1977 2,1 2,773 3,5
1980	16	79,666	194	1980 1,1 2,105 2,9
1981	6	31,208	93	1981 3,05 3,229 3,05
1984	22	107,291	329	1984 1,8 1,8 1,8
1989	60	60	60	1988 1,35 1,585 2,35
1990	35	119,767	530	1989 1,2 1,795 3
1994	38	83,765	210	1990 0,92 2,061 3,85
1995	28	54,95	99	1991 0,7 1,22 1,75
1996	18	44,262	96	1993 0,98 1,622 2,39
1997	30	73,488	160	1994 0,7 1,351 2,27
1998	40	50,603	90	1995 0,62 1,454 2,17
1999	50	79,702	140	1996 1,97 2,723 3,51
2000	40	66,796	150	1997 1,28 1,793 2,53
2001	30	151,549	590	1998 2,1 2,681 3,83
2002	26	224,187	780	1999 1,4 1,981 3,08
2005	5	36,591	110	2000 1,62 2,167 3,12
				2001 1,16 2,363 3,35
				2002 2,13 2,719 3,54
				2003 0,75 0,75 0,75
				2005 1,41 2,236 3,03
Hale sø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj – september				
År/Måned	Min.	Middel	Max.	
1975	50	50	50	
1982	68	68	68	
1993	160	240,497	280	

1994	360	360	360	
1997	500	1098,305	1600	
1998	420	732,159	990	
2002	640	961,12	1200	
2006	280	331,53	370	
Fredriksborg Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj - september				
År/Måned	Min.	Middel	Max.	
1980	470	470	470	
1994	130	184,47	540	
1999	87	386,11	1110	
2002	87	398,956	1690	
2006	23	125,375	350	
Engelsholm Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj - september				Engelsholm sø Sigtdybde Tidvgt. middel, maj - september
År/Måned	Min.	Middel	Max.	År/Måned Min. Middel Max.
1972	130	172,902	197	1972 0,55 0,748 1,1
1973	30	126,295	210	1973 0,75 1,224 1,1
1974	165	141,796	165	1974 0,9 1,099 0,9
1975	220	172,497	220	1975 0,45 0,862 0,45
1976	170	132,642	170	1976 0,4 0,774 0,4
1981	61	146,13	260	1981 0,3 0,693 1,3
1989	46	124,088	180	1983 0,25 0,521 1,05
1990	98	170,236	250	1985 0,3 0,541 0,8
1991	61	124,801	240	1987 0,35 0,511 0,8
1992	84	198,453	340	1989 0,45 0,863 2
1993	48	161,474	250	1990 0,35 0,587 1
1994	32	82,606	270	1991 0,3 0,696 1,4
1995	31	76,22	180	1992 0,3 0,527 1,2
1996	28	81,419	200	1993 0,4 0,826 2
1997	17	71,196	180	1994 0,95 1,574 3,1
1998	31	52,523	83	1995 0,8 1,838 3,7
1999	27	79,595	150	1996 1,05 2,06 5,4
2000	34	69,311	120	1997 0,5 1,945 5,45
2001	25	82,068	180	1998 1,6 2,492 4,05
2002	27	74,946	160	1999 0,85 2,016 4,7
2003	35	109,57	210	2000 0,75 1,254 1,55
2004	42	86,15	180	2001 0,8 1,56 2,8
2005	34	57,575	190	2002 0,9 1,721 3,4
2006	14	44,507	80	2003 0,7 1,598 3,9
2007	13	39,523	51	2004 0,55 1,693 4,4
				2005 0,9 1,315 2

				2006	0,75	2,14	5,9
				2007	1,14	2,31	4,75
Ejstrup sø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj - september				Ejstrup sø Sigtdybde Tidvgt. middel, maj - september			
År/Måned	Min.	Middel	Max.	År/Måned	Min.	Middel	Max.
1972	134	166,729	188	1972	0,45	0,548	0,7
1973	100	109,928	100	1973	0,4	0,45	0,4
1974	270	212,871	270	1974	0,55	0,626	0,55
1975	250	201,907	250	1975	0,35	0,462	0,35
1976	80	179,196	240	1976	0,6	0,752	1
1980	140	220,753	280	1980	0,3	0,405	0,45
1989	67	147,4	230	1982	0,25	0,345	0,5
1991	97	136,857	180	1984	0,3	0,512	0,75
1993	120	159,224	200	1986	0,45	0,499	0,55
1995	98	141,544	230	1988	0,5	0,637	0,8
1996	39	66,123	100	1989	0,35	0,499	0,7
1997	51	108,364	190	1991	0,4	0,581	0,7
1998	62	138,599	200	1993	0,4	0,511	0,7
1999	52	110,811	160	1995	0,4	0,76	1,15
2000	43	71,659	100	1996	0,65	1,039	1,4
2001	38	67,711	110	1997	0,5	0,982	1,5
2003	70	83,684	160	1998	0,4	0,668	1,05
2006	42	95,643	160	1999	0,55	0,793	1,25
				2000	0,8	1,078	1,6
				2001	0,75	1,118	1,45
				2003	0,35	0,781	1,05
				2006	0,25	0,46	0,7
				Dallund sø Sigtdybde Tidvgt. middel, maj - september			
				År/Måned	Min.	Middel	Max.
				1972	0,4	0,488	0,5
				1973	0,5	0,525	0,6
				1981	0,3	0,541	0,6
				1987	0,35	0,529	0,7
				1988	0,14	0,411	0,65
				1989	0,3	0,524	1,1
				1991	0,3	0,785	1,6
				1992	0,38	0,717	1,95
				1994	0,4	0,514	0,7
				1996	0,85	1,123	1,5
				1997	0,3	1,2	2,05

				1998	0,7	1,097	1,5
				1999	0,3	1,069	2,1
				2000	0,6	1,002	1,6
				2003	0,5	0,886	2
				2004	0,25	0,538	0,8
				2007	0,45	0,634	0,9
Dalby sø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj - september							
År/Måned	Min.	Middel	Max.				
1983	180	263,198	390				
1988	110	136,068	170				
1992	150	272,073	370				
1995	109	187,373	300				
1996	129	251,251	354				
1997	170	221,316	286				
1998	75	177,674	231				
1999	115	137,475	174				
2000	92	146,673	296				
2001	95	152,552	216				
2003	153	179,098	204				
2006	49	105,18	150				
Bobjerg mølle sø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj - september				Bobjerg møllesø Sigtdybde Tidvgt. middel, maj - september			
År/Måned	Min.	Middel	Max.	År/Måned	Min.	Middel	Max.
1978	410	410	410	1978	0,29	0,29	0,29
1988	570	544,12	625	1988	0,25	0,289	0,25
1989	510	419,138	510	1990	0,2	0,359	0,5
1990	170	268,964	360	1993	0,3	0,407	0,7
1993	110	199,516	280	1994	0,25	0,439	0,5
1994	100	214,277	420	1995	0,9	1,081	1,4
1995	44	73,226	92	1996	0,45	0,805	1,15
1996	66	121,635	220	1997	0,35	0,61	1,05
1997	61	156,942	240	1998	0,5	1,034	1,5
1998	69	121,643	260	1999	0,6	1	1,3
1999	47	106,459	180	2000	1,25	1,368	1,5
2000	59	81,69	110	2001	1	1,327	1,6
2001	47	124,473	210	2005	0,75	1,029	1,4
2005	140	227,931	430				
Væng sø Phosphor, total-p Tidvgt. middel, maj - september				Vængsø Sigtdybde Tidvgt. middel, maj - september			

År/Måned	Min.	Middel	Max.	År/Måned	Min.	Middel	Max.
1978	110	172,68	270	1978	0,3	0,81	1,5
1986	96	153,586	240	1981	0,35	0,775	1,3
1987	72	125,015	160	1984	0,28	0,633	1
1988	46	68,779	99	1986	0,6	0,708	0,9
1989	42	52,199	68	1987	0,75	1,043	1,5
1990	32	44,913	57	1988	1,1	1,575	1,8
1991	54	100,647	130	1989	1,5	1,681	1,8
1992	54	125,317	270	1990	1,2	1,541	1,7
1993	65	74,688	83	1991	1	1,508	1,7
1994	30	44,816	73	1992	0,9	1,409	1,7
1995	34	44,394	77	1993	1	1,51	1,7
1996	37	62,508	87	1994	1,05	1,631	2
2004	72	91,361	110	1995	1,2	1,549	1,7
				1996	1,1	1,451	1,8
				2004	0,7	0,795	1