

Udsætning af geddeyngel i danske søer: Effektivurdering og perspektivering

Christian Skov, Lene Jacobsen, Søren Berg, Jimmi Olsen & Dorte Bekkevold
Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afd. for Ferskvandsfiskeri

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Afd. for Ferskvandsfiskeri
Vejløvej 39
8600 Silkeborg

ISBN: 87-7481-011-1

DFU-rapport 161-06

1. Forord	3
2. Resume	4
3. Indledning	7
4. Metoder	9
4.1 Tværgående analyse af 47 danske søer	9
4.2 Udsætningsforsøg	10
4.2.1 Udsætningsmetodik	10
4.2.2 Mærkning af geddeyngel	11
4.2.3 Monitering af geddeyngel og andre fisk i bredzonen	11
4.2.4 Søernes fysiske, kemiske og biologiske parametre.	12
4.2.5 Vegetationsundersøgelser	12
4.2.6 Ørestensundersøgelser	12
4.2.7 Maveundersøgelser	12
4.2.8 Databehandling	13
4.2.9 Konsumptionsmodel	16
5. Resultater	19
5.1. Tværgående analyse af 47 danske søer	19
5.1.1 Geddeudsætninger uden opfiskning	19
5.1.2 Geddeudsætninger samtidig med opfiskning	22
5.1.3. Bestandsophjælpning	25
5.2 Udsætningsforsøg	25
5.2.1 Det udsatte geddeyngels bidrag til årgangen af gedder	25
5.2.2 Overlevelse og tæthed af 0+ gedder over sæsonen	26
5.2.3 Geddeynglens vækst i forhold til biologiske og fysiske faktorer.	29
5.2.4 Geddernes regulerende effekt på søernes karpefiskeyngel og mulige kaskade-effekt på lavere trofiske niveauer	30
5.2.5 Konsumptionsmodel	31
6. Diskussion	34
6.1 Sørestaurering ved hjælp af geddeudsætninger	34
6.1.1. Tværgående analyse af 47 danske søer	34
6.1.2. Udsætningsforsøgene	35
6.1.3 Konsumptionsmodellen	35
6.1.4 Betydningen af søers næringsindhold for geddeynglens effekt	40
6.1.5 Ny viden om søers økologi og behovet for sørestaurering	40
6.2 Geddernes overlevelse og tæthed	41
6.2.1 Temperatur.	42
6.2.2 Prædation fra aborrer og ældre gedder	42
6.2.3 Vandets sigt	43
6.2.4 Udsætningstidspunkt og samlet bidrag til årgangen af gedder	44
6.2.5 Udsætningsstørrelse og variation i udsætningsstørrelse	44
6.2.6 Udsætningstæthed	45
6.2.7 Vegetation	45
6.2.8 Levestedsforbedringer ved hjælp af grantræer	46
6.2.9 Geddeynglens overlevelse og tæthed: opsummering	46
6.3 Geddeyngel som rovfisk	46
6.4 Udsætning i nydannede søer og som bestandsophjælpning	47
6.5 Indirekte effekter af geddeynglen	49
6.6 Udenlandske erfaringer vedr. geddeudsætninger i forbindelse med biomanipulation.	50
6.7 Populationsgenetiske aspekter ved udsætning af geddeyngel	50
7. Konklusion	52
8. Anbefalinger og perspektivering vedrørende fremtidige gedde-udsætninger	53
9. Litteratur	54
10. Appendix	61

1. Forord

Der skal rettes en stor tak til de amter, kommuner og lodsejere som har bidraget med oplysninger og data til denne rapport. Knud Rasmussen, (Fishcon) og Peter og Johan Gruth Hansen (geddeopdrættet ved Gisselfeld) takkes for et godt samarbejde i forbindelse med udsætningsforsøgene. Der rettes også en stor tak til de lodsejere, som velvilligt lod os lave forsøg i deres søer. Martin Søndergaard, DMU takkes for konstruktiv kritik af en tidligere udgave af denne rapport. Københavns Energi og specielt Kim Michelsen takkes for lån af data samt et godt samarbejde i forbindelse med undersøgelserne i De Indre Søer i København. Simon Grünfeld, Vejle Amt takkes for et godt samarbejde og lån af data fra Torup Sø. Kolleger og ikke mindst det tekniske personale ved DFU i Silkeborg takkes for praktisk hjælp og inspirerende diskussioner i forbindelse med nærværende undersøgelser. Rapporten er et led i afrapporteringen af et projekt finansieret af fisketegnsmidlerne ”Udsætning af geddeyngel som biomanipulationsredskab” (Projekt 5455), men der er også anvendt resultater fra andre projekter.

2. Resume

I denne rapport konkluderer Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afd. for Ferskvandsfiskeri, at udsætning af geddeyngel som et redskab i genopretningen af danske søer kun alt for sjældent fører til forbedret vandmiljø og klarere vand i søerne. Resultaterne er baseret på analyser af 47 danske søer, hvor der er udsat geddeyngel.

Baggrund

Udsætninger af geddeyngel har fundet sted i Danmark siden slutningen af det 19. århundrede. De sidste 10-15 år er geddeudsætningerne især blevet brugt i forbindelse med restaureringen af uklare og næringsbelastede (grønne) søer. Denne rapport evaluerer disse udsætninger.

Baggrunden for at bruge gedder i forbindelse med restaurering af uklare søer har været, at udsætning af små gedder i store koncentrationer kan nedbringe mængden af yngel fra karpefisk som f.eks. skalle, brasen, og flire. Karpefisk lever af dyreplankton og ved at nedbringe mængden af karpefisk får man mere dyreplankton og mere dyreplankton kan spise søens mikroskopiske alger og dermed gøre søens vand mere klart.

Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afd. for Ferskvandsfiskeri (DFU) har siden 1999 indsamlet data om effekten af at udsætte geddeyngel i næringsbelastede søer. I denne rapport præsenteres to forskellige undersøgelser som fokuserer på effekten af at udsætte geddeyngel.

Undersøgelserne

I den ene undersøgelse, har DFU indsamlet data fra amter og kommuners tilsyn og overvågning af de danske søer, og derudfra vurderet vandmiljøet i 47 danske søer. I alle 47 søer var der blevet udsat geddeyngel.

I den anden undersøgelse, fulgte DFU mere detaljeret udsætningen af geddeyngel i otte søer i perioden 1999-2004. Fiskesammensætningen, vandmiljøet generelt og især de faktorer der påvirker overlevelse og vækst hos geddeyngel blev undersøgt. Data fra denne undersøgelse er bl.a. brugt til at udregne, hvor mange karpefisk geddeynglen fra en typisk udsætning kan forventes at spise.

Resultaterne

Det var svært at finde klare eksempler på at udsætning af geddeyngel førte til en forbedring af vandmiljøet. Kun i fem af de 47 søer vurderede vi, at gedderne muligvis bidrog til en forbedret vandkvalitet. I ni søer medførte kombinationen af geddeudsætning og andre miljøfremmende tiltag en forbedring i vandkvaliteten, men det var ikke muligt at afgøre geddeynglens betydning herfor. I de resterende 33 af de 47 søer bidrog de udsatte gedder sandsynligvis ikke til en forbedret vandkvalitet.

I de otte søer, hvor vi nøje fulgte udsætningen af geddeyngel, var der heller ikke tegn på at udsætningen af gedder førte til at søernes vand blev mere klart. Undersøgelsen viste desuden, at den udsatte geddeyngel havde en gennemsnitlig overlevelse efter de første 4-6 uger på ca. 16 % og senere på sæsonen (juli/august) en overlevelse på omkring 4 %. En mulig forklaring på den dårlige overlevelse kan være, at

geddeynglen ædes af ældre gedder eller aborrer. Vi så således, at der generelt var en dårligere overlevelse af geddeynglen i de søer hvor antallet af aborrer og ældre gedder var højt.

Undersøgelserne i de otte søer viste også, at geddeynglen i de første uger efter udsætningen kun sjældent havde spist fiskeyngel. Dette forhold var overraskende, idet man hidtil havde antaget, at de små gedder er glubske rovfisk lige fra udsætningstidspunktet. De fleste gedder blev således først rovfisk midt på sommeren, når de var ca. 10 cm lange, og havde derfor en mindre reducerende effekt på karpefiskene end forventet.

Rapportens resultater peger også på, at geddeynglen sjældent vil kunne æde de mængder af karpefiskeyngel, som er nødvendig for at forbedre vandmiljøet i søerne. Dette resultat er baseret på modelberegninger af, hvor meget fiskeyngel en udsat geddeyngel vil være i stand til at spise under forskellige forhold. Modelberegningerne peger også på, at udsætning af større geddeyngel vil føre til en større konsumtion af karpefisk. Det er dog uvist om denne forøgede konsumtion er tilstrækkelig til at søernes vandkvalitet forbedres.

Konklusion

Udsætning af geddeyngel, som det i en årrække er foregået i Danmark, fører kun sjældent til en mærkbar reduktion i antallet af karpefiskeyngel og dermed kun sjældent til en forbedring i vandkvaliteten.

Geddeudsætninger kan bruges til bestandsopbygning i nydannede søer og under visse forhold også til at ophjælpe eksisterende geddebestande. I en række af søerne er der således rapporteret om en større geddebestand i årene efter geddeudsætninger.

Anbefalinger

På baggrund af resultaterne fra de to undersøgelser anbefaler DFU følgende:

- Udsætninger af geddeyngel med det formål at reducere mængden af karpefiskenes yngel og derigennem forbedre søernes vandkvalitet, indstilles i sin nuværende form.
- Udsætning af geddeyngel i nydannede søer fortsættes, idet udsætningerne kan bidrage til at fiskesammensætningen finder et naturligt og balanceret leje hurtigere end ellers. Udsætningerne skal dog kun finde sted hvis de nydannede søer har dårlige indvandringmuligheder fra naturlige geddebestande.

Perspektivering

- Flaskehalse for geddebestandenes udvikling i de danske søer bør identificeres, herunder hvordan man bedst muligt udsætter gedder i forbindelse med bestandsopjælpning.
- Såfremt man ønsker at genoptage gedde-udsætning som et værktøj i restaurering af uklare grønne søer, bør man først indsamle viden om den enkelte søs fiskesammensætning, herunder rekrutterings- og vækstmønstre hos gedder og karpefisk. Det vil gøre det muligt at optimere udsætningstidspunktet og dermed forbedre effekten af udsætningerne.

- Det bør også afprøves, om udsætning af større geddeyngel, som forventet, vil øge geddeynglens overlevelse og dermed også øge konsumtionen af karpefiskeyngel, samt om dette vil give den ønskede effekt på vandmiljøet.

3. Indledning

Udsætninger af geddeyngel har fundet sted i Danmark siden slutningen af det 19. århundrede og er dermed en af de ældste former for fiskepleje vi kender. Landets første geddeklækkeri blev i 1892 etableret ved Tissø. Her var geddebestanden gået tilbage på grund af en kunstig sænkning af vandstanden i 1883 og man søgte at rette bestanden op igen ved udsætning af geddeyngel. I årene efter blev der lavet geddeklækkerier flere andre steder i landet og der blev produceret mange geddeyngel. Frem til omkring 1970 varierede de registrerede årlige udsætningsmængder mellem ca. 1 og 4 millioner stykker geddeyngel (Jacobsen *m.fl.*, 2004). Hovedparten blev udsat som blommesæk yngel, og kun i sjældne tilfælde blev der udsat større yngel, som var opfodret før udsætning. Der foregik en livlig handel med yngel til udsætning, men ikke alle disse udsætninger blev registreret. Der findes derfor ikke noget samlet billede af omfanget af datidens udsætninger. Vurderet ud fra de oplysninger, der er tilgængelige i arkivmateriale og ældre tidsskrifter (især Ferskvandsfiskeribladet), er det sandsynligt at der på et eller andet tidspunkt i løbet af 1900-tallet er udsat geddeyngel i et flertal af Danmarks større søer. Udsætningerne blev næsten alle udført med det formål at ophjælpe og vedligeholde geddebestande underlagt erhvervsmæssigt fiskeri, men enkelte lystfiskerforeninger foretog også udsætninger med et rekreativt sigte. I takt med en generel afmatning af erhvervsfiskeriet i vore søer blev udsætningerne udfaset op gennem 1970'- og 1980'erne (Jacobsen *m.fl.*, 2004). Det er ikke i dag muligt at sige præcis hvilken effekt udsætningerne dengang havde. Der blev som nævnt oftest udsat blommesæk yngel, som har en lav overlevelse og egentlige undersøgelser af effekten af datidens udsætninger kendes ikke.

I starten af 1990'erne øgedes omfanget af geddeudsætningerne i Danmark på ny. Der blev nu bl.a. foretaget udsætninger med det formål at ophjælpe geddebestandene i brakvandsområder omkring de sydsjællandske kyster, hvor de lokale erhvervs- og fritidsfiskere op gennem 80'erne havde oplevet et voldsomt fald i fangsterne af gedde. Der blev også sat gedder ud i enkelte nydannede søer, hvor en geddebestand ønskedes opbygget.

Størstedelen af udsætningerne i 1990'erne og frem var dog ikke møntet på bestandsophjælpning, men i stedet tænkt som et værktøj i forbindelse med restaureringen af uklare grønne søer. Grundtanken bag disse udsætninger var at gedder, selv som meget spæd yngel, er glubske rovfisk. Ved at udsætte små gedder i meget stor tæthed kan man derfor medvirke til at nedbringe mængden af yngel fra de planktonædende karpefisk (f.eks. skalle, brasen, og flire) i søerne, og dermed indirekte forøge vandets klarhed. Videre vil dette forbedre søens miljøtilstand og rekreative værdi. Udsætninger sker således under antagelse af at store mængder/tætheder af årsyngel af karpefisk medfører en lav tæthed af dyreplankton i løbet af sommeren (se f.eks. Cryer et al., 1986; Townsend & Perrow, 1989; Mehner & Thiel, 1999). Karpefiskenes yngel lever nemlig af dyreplankton, som til gengæld lever af planteplanktonet (algerne) i vandet. Ædes karpefiskeynglen af de udsatte smågedder, er resultatet derfor mere dyreplankton, og mere dyreplankton vil spise flere alger og dermed resultere i klarere vand i søen. De udsatte gedder forventes altså at medføre, at tætheden af karpefiskenes yngel reduceres, og at vandet herigennem bliver mere klart (se f.eks. Berg *m.fl.*, 1997; Søndergård *m.fl.*, 1997). For samtidig at få en mere gennemgribende reduktion af bestandene af karpefisk (også kaldet skidt- eller fredfisk) har det samtidig været praksis at gentage udsætningerne flere år i træk.

Ofte bruges geddeudsætninger samtidig med massive opfiskninger af karpefisk, idet de to metoder med fordel kan supplere hinanden. Opfiskningerne er rettet mod de ældre karpefisk, mens geddeudsætningerne er rettet mod karpefiskenes yngel. Det er nemlig rapporteret at tætheden af karpefiskenes yngel stiger markant i årene efter opfiskning af ældre fisk (f.eks. Romare & Bergman, 1999) fordi deres vækst og derigennem overlevelse øges, når fødekonkurrencen fra de ældre (og nu opfiskede) karpefisk mindskes. Det er dog ikke ualmindeligt at geddeudsætninger bruges som eneste værktøj i et restaureringsprojekt, og under sådanne forhold er det ideen at en flerårig udsætning af geddeyngel vil medføre at vandet bliver mere klart i de år udsætningerne finder sted. Klart vand i en årrække muliggør indvandring af vandplanter og derigennem en ændring af fiskesammensætningen i søen, og begge disse forhold vil øge chancerne for at søen forbliver klarvandet når geddeudsætningerne ophører. En evaluering af tidligere erfaringer med biomanipulation i danske søer, især ved hjælp af opfiskning, findes i Søndergaard *m.fl.* (1998).

I de senere år er geddeudsætninger også blevet brugt i nydannede søer som en kombination af bestandsophjælpning og en form for biomanipulation, hvor udsætningerne skal forhindre eller begrænse opbygningen af massive karpefiskebestande.

Fra 1993 og frem til 2004 har de årlige udsætninger varieret mellem 146.000 (1993) og 843.000 (1997) stykker geddeyngel finansieret af fiskeplejemidlerne, som i hele perioden har været den største økonomiske bidragsyder til disse udsætninger (Jacobsen *m.fl.*, 2004). Hertil skal lægges et mindre antal udsætninger betalt af amter eller kommuner.

Denne rapport har til formål at evaluere effekten af udsætninger af geddeyngel i Danmark, således som den er foregået de sidste 10-15 år. Hovedvægten vil blive lagt på at effektvurdere brugen af udsætninger som værktøj i sørestaurering af uklare nærings-belastede søer, og ud fra denne vurdering at komme med anbefalinger omkring fremtidige udsætninger.

4. Metoder

Effektvurderingen af geddeudsætninger anvendt i forbindelse med sørestaurering i ferskvand tager udgangspunkt i to forskellige datasæt.

Det første datasæt består af data indsamlet fra amter og kommuners søovervågninger. Når amter og kommuner har modtaget geddeyngel til udsætning, betalt af fiskeplejemidlerne, har DFU opfordret disse myndigheder til samtidig at gennemføre opfølgende undersøgelser både på fiskebestanden, de lavere trofiske niveauer (f.eks. dyreplankton og planteplankton) samt andre miljøparametre for at få et indblik i effekten af udsætningerne. De indsamlede data er blevet vurderet og anvendes i en tværgående analyse.

Det andet datasæt udgøres af resultater fra en række udsætningsforsøg, foretaget af DFU mellem 1999 og 2004. Efter udsætningerne i maj/juni har DFU fulgt udviklingen i søens fiskesammensætning og relaterede miljøparametre i løbet af sommeren. Dette arbejde har dannet fundament for en undersøgelse af, hvilke faktorer der influerer på geddernes overlevelse og vækst. Samtidig har udsætningsforsøgene dannet fundament for en model, som teoretisk undersøger hvor meget karpefiskeyngel geddene fra en typisk geddeudsætning kan konsumere. Derudover har undersøgelserne i nogen omfang givet mulighed for at vurdere de udsatte geddens effekt på søernes vandkvalitet.

4.1 Tværgående analyse af 47 danske søer

Danmarks Fiskeriundersøgelser har informationer om at der er siden starten af 1990'erne er udsat geddeyngel i 65 søer. På baggrund af kvaliteten og mængden af tilgængelige data, blev 47 søer udvalgt til en mere intensiv analyse. Der blev hovedsageligt udvalgt søer, hvor geddeudsætningerne var beskrevet og evalueret i amtslige eller kommunale tilstandsrapporter, eller hvor der var tilgængelige data for søernes vandkvalitet både før, under og efter udsætningerne, som DFU selv kunne evaluere. Søer hvor udsætningerne blev indledt efter 2002 er ikke inkluderet i undersøgelsen.

Ud fra de indsamlede data blev det for hver sø forsøgt at besvare tre spørgsmål:

- 1) Er der i perioden omkring udsætningerne sket en tydelig forbedring i søens vandkvalitet, målt som en generel forbedring søens sigtddybde eller en generel mindskning i klorofyl a indhold?
- 2) Er der noget der peger på, at en eventuel forbedring søens vandkvalitet skyldes at udsatte gedder har reduceret rekrutteringen af fredfiskeyngel?
- 3) Er søens geddebestand blevet styrket af udsætningerne?

De fleste geddeudsætninger som er inkluderet i undersøgelsen, er blevet foretaget med biomanipulation for øje. Udsætninger i nydannede søer fungerer oftest både som bestandsophjælpning og som biomanipulation, idet de introducerede gedder skal forhindre at tætheden af søernes karpefisk ikke fra starten udvikler sig eksplosivt. Enkelte steder er udsætninger foretaget som deciderede bestandsophjælpninger, f.eks. på grund af forringede gydeforhold (f.eks. Haraldsted Sø, Gyrstinge Sø og Harte-Dons Søerne); disse er ikke medtaget i evalueringen.

4.2 Udsætningsforsøg

Overlevelse og vækst hos gedderne samt effekten af geddeudsætningerne på søernes økosystem blev undersøgt i en række søer i perioden 1999-2004 (Tabel 1). Disse søer blev udvalgt således, at der var variation mellem søerne i næringsbelastning, vegetationsudbredelse og størrelse. I nogle af de udvalgte søer var der tidligere blevet udsat gedder, mens der i andre blev sat gedder ud for første gang. I to af søerne (Skt. Jørgen Syd og Skt. Jørgen Nord) blev der opfisket fredfisk samtidig med udsætningerne. En anden sø (Hals Sø) var nydannet, og gedderne blev derfor udsat med det formål både at etablere en bestand af gedder samt at begrænse rekrutteringen af fredfisk. Nogle af søerne blev fulgt over to år, mens andre kun blev fulgt et enkelt år. Dette skyldes dels praktiske årsager og dels fordi vi i nogle søer varierede udsætningstæthed og udsætningstidspunkt mellem årene for at undersøge, hvordan dette påvirkede effekten af geddeudsætningerne.

4.2.1 Udsætningsmetodik

Udsætningerne i de forskellige søer foregik på følgende måde: Gedderne blev leveret ved søbredden af den respektive geddeopdrætter. Dernæst blev gedderne nænsomt fordelt i baljer og spande for derefter at blive spredt rundt langs søens bredzone. Her blev der fokuseret på at udsætte gedderne på vegetationsdækkede arealer. Udsætningerne foregik ofte til fods, men i tilfælde hvor bunden var for blød til vadning eller vandet for dybt, blev gedderne udsat fra båd. I forbindelse med udsætningen blev en tilfældig prøve udtaget (minimum 60 stk.) og geddernes totallængde målt. Dette blev brugt til at udregne spredning (CV = Coefficient of Variation) og gennemsnit af størrelse ved udsætning.

Sødata						Udsætningsdata				
Sø	År	Størrelse (ha)	Middeldybde (d)	Total fosfor (ug/l)	Søens vegetationsdække (%)	Størrelse (mm)	CV	Tidspunkt	Antal gedder /ha søareal	Antal gedder /m ² veg-areal
Udbyover	1999	20,6	1,1	326	7,3	28	0,12	2. juni	971	1,3
	2000			152		25	0,08	2. maj	971	1,3
Tillerup	2002	6,0	2,8	106	8,5	22	0,03	8. maj	1333	1,6
	2003			106		30	0,08	9. maj	4000	4,7
Skt. Jørgen Syd	2002	6,6	4,2	78	2,9	39	0,01	17. maj	1581	5,4
	2003			55		36	0,09	12. maj	1590	5,4
Skt. Jørgen Nord	2002	6,1	4,2	147	3,0	39	0,01	17. maj	734	2,4
	2003			145		37	0,08	12. maj	1592	5,2
Torup	2003	18,0	4,4	88	3,7	24	0,11	2. juni	1583	4,3
	2004			100		23	0,07	17. maj	1583	4,3
Vallum	2002	11,0	2,1	74	4,9	23	0,03	8. maj	1636	3,3
Hals	2002	43,0	1,7	323	3,3	24	0,05	14. maj	930	2,8
Gødstrup	2002	46,0	1,8	360	2,7	22	0,04	7. maj	870	3,2

Tabel 1: Oversigt over undersøgelsessøernes morfometri, næringsbelastning og vegetationsdække samt undersøgelsestidspunkter. Til højre for den lodrette streg findes oplysninger om geddernes udsætningstidspunkt, udsætningsantal, udsætningstæthed, udsætningsstørrelse samt variation i udsætningsstørrelse (CV).

4.2.2 Mærkning af geddeyngel

For at kunne adskille udsatte gedder fra søens naturlige geddeyngel, mærkede vi de udsatte geddeyngel. Dertil brugte vi en metode, der anbragte et mærke på geddernes øresten. Øresten er små kalkstrukturer, der sidder i væskefyldte kanaler inde i hovedet på fisk. Ørestenene vokser i ca. samme rate som fisken, og der indlejres således dagligt lag af kalk på ørestenene. Der blev brugt to forskellige metoder til at mærke geddernes øresten; temperaturmærkning og farvning med farvestoffet alizarin. Fælles for disse metoder er at de muliggør en samtidig mærkning af en stor mængde fisk uden at hver enkelt fisk skal fanges og håndteres. Det begrænser de små fisks dødelighed og stress.

Farvning. Inden udsætningerne blev fiskene nedsænket i et rødt farvestof, alizarin, der har en kemisk struktur som minder meget om kalk. På den måde ”snyder” man fiskene til at optage det røde farvestof i ørestenene, hvorved der dannes et rødt lag i stedet for det sædvanlige kalklag. Farven kan genfindes i ørestenene i mindst tre måneder efter mærkning (Skov *m.fl.*, 2001). Mærkningen blev foretaget hos de respektive opdrættere. For at evaluere effekten af mærkningen blev andelen af mærkede øresten undersøgt fra en tilfældig prøve af fisk udtaget i forbindelse med udsætningen. I praksis ses det farvede lag som en lysende ring i ørestenen, set under fluorescerende lys i mikroskop.

Temperatur mærkning. En anden metode til mærkning af øresten tager udgangspunkt i kontrollerede temperaturændringer i opdrætsbassinerne. Ved at ændre temperaturen moderat med regelmæssige intervaller er det muligt at skabe et regelmæssigt og unikt mønster af kraftige mørke ringe på ørestenen. Disse kan så genfindes ved analyse af en genfanget fisk.

Temperatur mærkning blev anvendt for gedderne udsat i 2002 i Gødstrup Sø, Vallum Sø og Tillerup Sø. Alizarinmærkning blev anvendt i de resterende forsøgssøer, undtagen i Hals Sø. Hals Sø var nydannet, og vi antog derfor, at de udsatte gedder vil være eneste bidrag til søens geddebestand.

4.2.3 Monitorering af geddeyngel og andre fisk i bredzonen

Efter udsætningen blev de udsatte geddets tæthed undersøgt, og der blev samtidig indsamlet gedder til laboratorieanalyser af maveindhold og ørestensmærke. Indsamling og tæthedsundersøgelsen foregik normalt ved hjælp af kvalitativt og kvantitativt elektrofiskeri. Det kvantitative elektrofiskeri bestod i at punktfishke i vegetationen rundt langs søens kant. I praksis foregik fiskeriet ved, at en person stod i en båd udstyret med elektrode og net, mens en anden person forsigtigt manøvrerede båden (til fods eller ved hjælp af motor). Med ensartede og regelmæssige afstande (fastlagt v.h.a. GPS) gav bådføreren tegn til at foretage en befiskning. Derefter blev elektroden hurtigt nedsænket i vandet og de lammede fisk indsamlet. Ved hvert punkt blev levestedet (vegetationstypen) og vanddybden registreret. Alle indfangne fisk blev registreret og målt. Gedderne blev målt til nærmeste mm totallængde og konserveret i ethanol. Anden fiskeyngel blev indsamlet, talt og en repræsentativ prøve udtaget og ligeledes konserveret i ethanol. Fiskene blev siden hen målt og artsbestemt i laboratoriet.

Det kvalitative elektrofiskeri bestod i at fiske intensivt i en række områder i et givent tidsinterval, som i hovedreglen var fem minutter. Hovedformålet med dette fiskeri var

at indsamle ekstra geddeyngel til mave- og ørestensanalyse. Der blev, når det var muligt, hjemtaget 40-50 geddeyngel pr. gang pr. sø.

Antallet af indsamlinger i maj-august i tiden efter udsætningerne varierede mellem forsøgssøerne fra 4 til 11 som følger: 4 (Hals Sø; Skt. Jørgen Søerne), 5 (Vallum Sø; Tillerup Sø; Gødstrup Sø; Torup Sø, 2004), 7 (Torup Sø, 2003), 9 (Udbyover Sø, 1999) og 11 (Udbyover Sø, 2000)

4.2.4 Søernes fysiske, kemiske og biologiske parametre.

I forbindelse med monitorering af geddeyngel blev der målt sigtddybde og temperatur i søerne. I forbindelse med den sidste monitorering i august blev den gennemsnitlige bredde af søernes vegetationsbælte estimeret. Denne værdi blev ved hjælp af søens omkreds (opmålt v.h.a. software visIT plus ver. 4.2) brugt til at udregne søens gennemsnitlige vegetationsdækkede areal. Eftersom gedderne blev spredt ud over søernes vegetationsdækkede område, kunne denne værdi også bruges til at udregne den indledende tæthed af gedder i udsætningsområdet.

Temperaturen blev i de fleste undersøgte søer målt af automatiske temperaturloggere som registrerede mellem 8 og 24 målinger i døgnet. Periodernes (maj/juni og juli/august) gennemsnitsværdier blev brugt i analysen. I Udbyover Sø blev temperaturen i 1999 og 2000 dog kun målt i forbindelse med indsamlingen af gedder. Vandets klarhed blev målt som sigtddybde, v.h.a. en standard Secchi-skive i forbindelse med hvert besøg i søerne. Alternativt blev der i enkelte tilfælde anvendt målinger fra amt eller kommune. I Gødstrup Sø blev målingerne foretaget ugentlig af en lodsejer. Gennemsnitsværdierne for perioderne (maj/juni og juli/august) blev anvendt i analysen.

4.2.5 Vegetationsundersøgelser

I forbindelse med punktfiskeriet i søerne blev vegetationstypen ved hvert punkt registreret. Punktfiskeriet foregik jævnt rundt langs søernes vegetationskant, og det var på den baggrund muligt at udlede den procentvise andel af forskellige vegetationstyper i hver enkelt sø. Det var ikke alle vegetationstyper der fandtes i alle søer, men især tre typer var gennemgående, og samtidig morfologisk forskellige og fokus er derfor sat på disse:

- a) Tagrør (*Phragmites australis*)
- b) Star (*Carex* sp.) og Padderokke (*Equisetum* sp.)
- c) Flydende vandpileurt (*Polygonum amphibium*)

I analysen blev stargræs- og padderokke-vegetation puljet idet de to planter morfologisk er sammenlignelige (ganske lave med oprette stængler).

4.2.6 Ørestensundersøgelser

For at afgøre om de indsamlede gedder hidrørte fra udsætningerne blev øresten (lapillus) fra de indsamlede gedder udtaget under stereolup, og undersøgt i mikroskop for farve- eller temperaturmærke.

4.2.7 Maveundersøgelser

For at estimere, hvor stor en del af de indsamlede geddeyngel, der reelt var rovfisk, blev deres maveindhold analyseret. Bytteemner i maverne blev grupperet i 5

overordnede grupper: Småkrebs (zooplankton), storkrebs (*gammarus* sp m.v.), insekter, fisk og diverse andre fødeemner. Byttefiskene blev i det omfang det var muligt bestemt til art. Gedder, der havde fisk i maven (uanset art), blev betegnet som rovfisk. Dermed blev gedder med både fisk og anden byttetype (f.eks invertebrater) i maven således også kategoriseret som rovfisk. I alt blev 1669 geddemaver fra de 8 søer analyseret.

4.2.8 Databehandling

Det udsatte geddeyngels bidrag til årgangen af gedder

For at undersøge om de udsatte gedder havde en betydning for den samlede tæthed af geddeyngel i søen, blev andelen af udsat geddeyngel i forhold til naturlig geddeyngel beregnet ved hver indsamling.

Overlevelse af udsat geddeyngel og samlet tæthed af geddeyngel

Ud fra elektrofiskeriets punkt-befiskninger udregnede vi to forskellige estimater for geddeynglens udvikling:

Overlevelse af udsat geddeyngel

Det første var et *estimat for overlevelsen* af de udsatte geddeyngel. Estimatet bestod af flere udregninger. Først blev fangsterne af udsat geddeyngel opgjort som CPUE (Catch Per Unit Effort) d.v.s. antal udsatte gedder fanget pr. befisket punkt. Dette udtryk for den faktiske tæthed blev dernæst sat i forhold til en teoretisk $CPUE_{max}$ som antager 100 % overlevelse af de udsatte gedder.

$$Overlevelse(\%) = \frac{CPUE_{Observeret}}{CPUE_{Max}} * 100$$

$CPUE_{max}$ udregnes under en række antagelser:

1. Geddeynglen spredte sig jævnt i søens vegetationsdækkede område efter udsætningen
2. Elektrofiskeudstyret bedøvede alt geddeyngel indenfor et areal på 0,5 m².
3. Fangsteffektiviteten af gedderne med håndketcheren var størrelsesafhængig, således at gedder under 5 cm blev fanget med en effektivitet på 50 % mens større gedder blev fanget med en effektivitet på 75 %.

Antagelse ét om at gedderne opholder sig i bredzonen og dermed i vegetationen er rimelig. Flere undersøgelser har nemlig vist at smågedder har et stærkt tilhørsforhold til vegetationen (f.eks. Grimm & Klinge, 1996; Casselman, 1996). Samtidig har andre undersøgelser vist, at gedderne foretrækker lave vanddybder de første måneder af livet (Casselman & Lewis, 1996; Olsen *m.fl.*, 2005). Dog har forsøg i 16 m² kar peget på at små gedder i meget uklart vand muligvis mister den stærke tilknytning til vegetationen (Skov, 2002), men hvorvidt dette også gælder i naturlige søer er ikke undersøgt.

Antagelse to om, at man i forbindelse med elektrofiskeriet bedøver alle gedder indenfor et areal på 0,5 m² er mere usikker. Størrelsen og formen af det elektriske felt, som man skaber i vandet under elektrofiskeri afhænger af en række faktorer, såsom

vanddybde, vandets ledningsevne m.m. (Bohlin *m.fl.*, 1989). Man kan groft antage, at der skal skabes et spændingsfald i vandet, som er større end 0,12 mv/cm (f.eks. Copp & Penáz, 1988) for at lamme fisk. Det elektrofiskeudstyr der blev anvendt i undersøgelserne, er tidligere blevet testet til at skabe spændingsfald på 0,12 mv i et område på ca. 0,69 m² (Skov *m.fl.*, 2002), men for at modvirke en underestimering af overlevelsen hos gedderne valgte vi i forbindelse med overlevelsesudregningerne at anvende 0,5 m².

Antagelse tre om fangsteffektiviteter på henholdsvis 50 % og 75 % er også forsøgt valgt som konservative bud. Samlet set er det således tilstræbt at udregne overlevelses-estimerne som maksimumværdier.

$$CPUE_{\max} = (\text{udsætningsantal/vegetationsdækket område}) * \text{elektrodens dækning} * \text{fangsteffektivitet}$$

Udregningen af det vegetationsdækkede område er beskrevet i afsnit 4.2.4.

Vi ønskede at inkludere sæsonmæssige ændringer i overlevelsen, og vi udregnede derfor for hver sø, for hvert år, den gennemsnitlige overlevelse i perioden umiddelbart efter udsætningen (maj/juni) og i en periode senere på sæsonen (juli/august). Overlevelsesestimatet blev dernæst korreleret med to faktorer som direkte hidrørte fra udsætningen, og som vi forventede kunne påvirke overlevelsen. Disse var udsætningslængde og spredning i udsætningslængde. Vi forventede, at en større udsætningslængde kunne øge overlevelsen af gedder, idet det kan antages at større fisk er mere robuste overfor udsætningsstress end mindre fisk (se f.eks. Mann, 1996). Det var også forventeligt, at geddernes dødelighed kunne øges af store variationer i udsætningslængden, idet det er vist at stor størrelsesspredning kan forøge kannibalismen mellem udsatte gedder (Bry, *m.fl.*, 1992; Skov *m.fl.*, 2003).

Andelen af mærkede gedder i Udbyover Sø, 1999 var meget lav (afsnit 3.2.1.) Dette viser at udsatte gedder i denne sø havde meget dårlig overlevelse, hvilket med overvejende sandsynlighed skyldes kannibalisme fra søens naturligt rekrutterede gedder (se Grønkjær *m.fl.*, 2004 for yderligere detaljer). Udsætningslængde, udsætningsantal og størrelses-variationen har formodentlig ikke haft afgørende betydning på overlevelsen af de udsatte gedder i dette tilfælde, hvorfor resultater fra Udbyover 1999 er ekskluderet fra nærværende analyse.

Tæthedsestimat for udsat og vild geddeyngel

Det andet estimat beskriver tætheden af både udsatte og vilde gedder. Det blev beregnet som fangsten af geddeyngel pr. befisket punkt (CPUE). Dette estimat blev ligeledes vurderet i forhold til en række forskellige biologiske og fysiske forhold som kunne tænkes at indvirke på overlevelsen (Tabel 5), og ligesom *overlevelsesestimatet* vurderet over sæsonen med en CPUE udregning for henholdsvis maj/juni og juli/august. Tætheden af geddeyngel i de undersøgte søer blev sammenholdt med søernes gennemsnits-temperatur og søens gennemsnitlige sigtddybde i de to perioder (maj/juni og juli/august). Tæthederne af geddeyngel blev også sammenholdt med tætheden af potentielle rovfisk i bredzonen. De potentielle rovfisk blev delt ind i to grupper, nemlig ældre gedder (1+ og ældre) og piscivore (fiskespisende) aborrer. Tætheden af piscivore aborrer blev udregnet under antagelse af, at aborrer kan spise et bytte som er 50 % af dens egen længde (se f.eks. Dörner & Wagner, 2003). Således blev først gennemsnitslængden af det indfangede geddeyngel udregnet for hver

indsamlingsdag, og dernæst blev CPUE-værdien for aborrer mindst dobbelt så store som gennemsnitsgedden udregnet. For at undersøge om udsætningstætheden havde en effekt på den samlede tæthed af geddeyngel i søen blev udsætningstætheden relateret til tætheden af geddeyngel sidst på sæsonen (juli/august) Endelig blev tætheden af geddeynglen relateret til søernes vegetationsdækning samt i et vist omfang søens forskellige vegetationstyper i maj/juni og i juli/august (se metodeafsnit 4.2.5). I den forbindelse blev geddernes gennemsnitlige tæthed i maj/juni og i juli/august korreleret med de arcsin transformerede andele af de tre vegetationstyper. Til samtlige analyser af potentielle sammenhænge brugte vi Spearman rank korrelationsanalyser.

Geddernes vækst i forhold til biologiske og fysiske faktorer.

I forbindelse med monitoring og indsamling af gedderne blev deres totallængde målt og deres gennemsnitsvækst udregnet (mm^{dag}). Væksten af gedderne blev relateret (Spearman rank korrelationsanalyse) til en række biologiske og fysiske faktorer, nemlig tætheden af 0+ gedder, tætheden af karpeskeyngel, tætheden af rovfisk (ældre gedder og piscivore aborrer), gennemsnitlig vandtemperatur samt sigtddybde. For at undersøge om væksten ændrede sig i løbet af sæsonen, blev analyserne udført for to perioder: relativt kort efter udsætning (maj/juni) og sidst på sæsonen (juli/august). På grund af ufuldstændige vækstdata fra Torup Sø, 2004 og Tillerup Sø, 2003 er disse udeladt fra juli/august analyserne.

Geddernes regulerende effekt på søernes karpeskeyngel

Det var vores forventning at udsætning af gedder ville resultere i en reduktion af mængden af karpeskeyngel i bredzonen, således at der i søer med mange gedder i bredzonen ville være forholdsvis få karpeskeyngel. Vi undersøgte derfor, om tætheden af gedder (udsatte og naturlige puljet) i de forskellige søer var korreleret med den respektive tæthed af karpeskeyngel (Spearman rank korrelationsanalyse). Dette blev gjort på to forskellige måder.

- 1) Udsætningstætheden (antal/ha) blev korreleret med den gennemsnitlige tæthed (CPUE) af karpeskeyngel i august
- 2) Den gennemsnitlige tæthed af geddeyngel i maj (naturlig og udsat) blev korreleret med den gennemsnitlige tæthed (CPUE) af karpeskeyngel i august

Vi forventede også, at hvis geddeynglen havde en effekt på tætheden af karpeskeyngel, så ville netop karpeskeyngel optræde hyppigt i maveindholdet af de indsamlede gedder. Jo sjældnere gedderne spiste karpeskeyngel, jo mindre effekt på tætheden af karpeskeyngel vil geddeynglen have.

Geddernes afledte effekt på søernes sigtddybde

Mængden af planteplankton (alger) og dermed sigten i vandet afhænger ofte af mængden af dyreplankton i søen. Dyreplankton er til gengæld et vigtigt fødeemne for karpeskeyngel, og i den forbindelse kan store mængder/tætheder af årsyngel af karpeskeyngel medføre en lav tæthed af dyreplankton (se f.eks. Mehner & Thiel, 1999). Som nævnt i indledningen antages det derfor, at en betydelig reduktion i årsynglen af karpeskeyngel forårsaget af de udsatte gedder over sommeren vil kunne afspejles i mere klart vand (se f.eks. Søndergaard *m.fl.*, 1997). På den baggrund undersøgte vi derfor, om der var en sammenhæng mellem tætheden af gedder i maj/juni og søernes gennemsnitlige sigtddybde i henholdsvis maj/juni og juli/august. I Skt. Jørgen-søerne Syd og Nord i 2002 og 2003 blev der samtidig med udsætning af gedder også opfisket store mængder voksne karpeskeyngel. Eftersom voksne karpeskeyngel også influerer sigten i vandet,

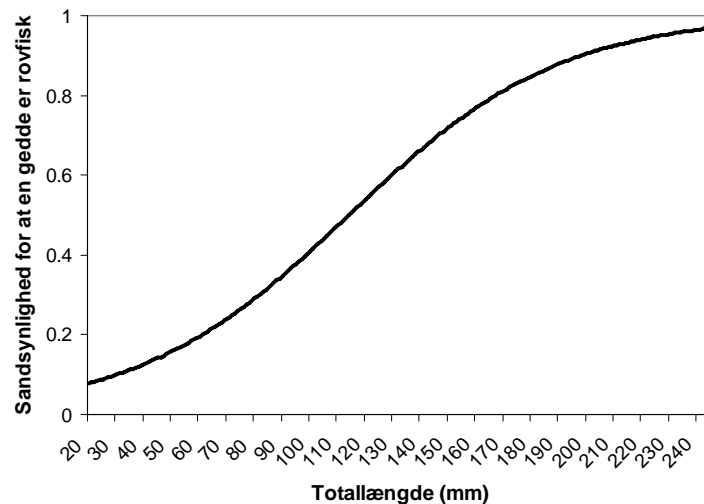
var det derfor ikke muligt i disse søer at adskille en evt. effekt af gedderne fra en effekt af opfiskningen. Derfor blev data fra Skt. Jørgen-søerne udeladt fra denne del af undersøgelsen. Sigtdybdata fra Tillerup 2002 var ufuldstændige, hvorfor denne sø heller ikke er inkluderet i analysen.

4.2.9 Konsumptionsmodel

For at undersøge hvor meget karpeskeyngel der bliver spist efterfølgende en typisk geddeyngel, udviklede vi en simpel parametriske konsumptionsmodel. Modellen giver et numerisk estimat for hvor meget karpeskeyngel der ædes i forbindelse med en typisk geddeudsætning, og er designet således den tager højde for to forskellige udsætnings tidspunkter samt forskellige vækstmønstre for både geddeyngel og karpeskeyngel. Det matematiske grundlag for modellen gennemgås i Appendix 3, mens nedenstående er en mere beskrivende gennemgang af modellen.

Udgangspunktet i modellen var den gennemsnitlige vækst af geddeyngel (maj til september) i søerne fra udsætningsforsøgene. Den daglige tilvækst ($\text{mm}^{-\text{dag}}$) blev ud fra længde-vægtsammenhænge for 366 gedder (25-270 mm) omregnet til en daglig gennemsnitlig vægtforøgelse. Dernæst blev den daglige vægtforøgelse omregnet til daglig indtag af føde (g) ved at multiplicere med en omsætningskonstant C (føde/tilvækst) på 3.2 (Svirskaya & Ivanova, 1990). Vi inkorporerede dernæst vækstmønstre og længde-vægtsammenhænge for karpeskeynglen, som vi havde observeret i søerne fra udsætningsforsøgene. Dette blev gjort ved at dividere geddens daglige indtag af føde med vægten af et gennemsnits karpeyngel til den givne dag. På den måde blev det numerisk anskueliggjort, hvor mange karpeskeyngel en gennemsnitsgedde fjerner pr. dag.

Maveanalyserne af de indfangede gedder fra forsøgssøerne viste at geddeynglen i de første uger kun i begrænset omfang levede af karpeskeyngel (se afsnit 5.2.4). Vi inkluderede derfor sandsynligheden for at en gedde til en given længde er rovfisk i modellen. Denne sandsynlighed blev beregnet ved hjælp af en logistisk regressionsanalyse som havde "piscivori" (fisk tilstede/fraværende i maver indeholdende føde) som den afhængige faktor og "geddelængde" som den uafhængige faktor. Den logistiske regression gav en signifikant korrelation mellem piscivori og geddélængde (logistisk regression, $\chi^2=342,4$, $P<0.05$, Nagelkerke $R^2 = 0.29$, $N = 1475$, $a = -2.9818$, $b = 0.0261$). En forøgelse i geddens totallængde fra 50 mm til 100 mm forøgede f.eks sandsynligheden for at en gedde var rovfisk fra 16 % til 41 % Længden hvor 50 % af gedderne var rovfisk blev i regressionsmodellen estimeret til 115 mm (Figur 1).



Figur 1: Modelplot, der illustrerer den beregnede sandsynlighed for at et geddeyngel af en given længde er rovfisk. Formlen for kurven er $e^{(-2.9818+0.02615 \cdot \text{længde (mm)})} / (1 + e^{(-2.9818+0.02615 \cdot \text{længde (mm)})})$. Modellen er baseret på analyser af 1669 geddeyngelmaver.

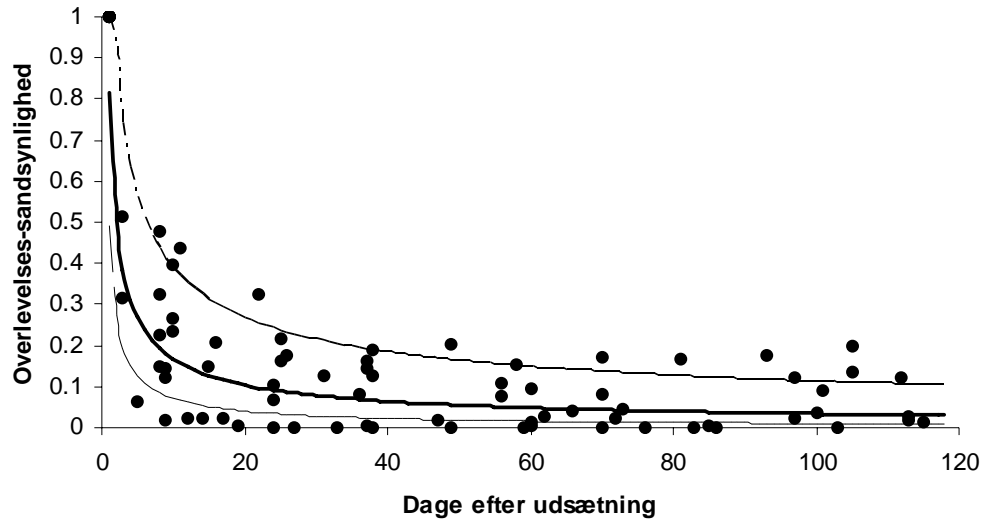
De udregnede (log+1 transformerede) overlevelsesestimater (afsnit 2.2.8 og 3.3.2) blev også inddraget i modellen, og ved hjælp af en regressionsanalyse blev sandsynligheden for at en gedde til en given tid efter udsætningen vil overleve fundet. Denne sandsynlighed blev multipliceret på konsumptionsestimater. Regressionens 95 % konfidens-interval blev også udregnet og brugt i modellen som maksimums og minimums overlevelsesestimater (Figur 2). I Tillerup Sø var udsætningstætheden meget høj (4000 pr ha). Dette harmonerer ikke med at konsumptionsmodellens udgangspunkt, som er en udsætningstæthed på 1000 gedder pr. ha, og overlevelsesestimaterne fra Tillerup Sø 2003 er ikke inkluderet i denne regressionsanalyse.

Ud over at give et generelt billede af geddernes konsumptionspotentiale blev modellen også brugt til at evaluere, hvad geddernes udsætningstidspunkt og udsætningsstørrelse betyder i forhold til klækningstidspunktet for karpefiskeynglen. Modellen er dynamisk, således at det er den daglige tilvækst af geddeyngel og den samtidige daglige gennemsnitsstørrelse af karpefiskeyngel, der indgår i modellen. Geddeynglens samlede konsumtion af karpefiskeyngel i løbet af sæsonen findes ved at summere de daglige konsumtioner for geddeynglen i takt med at den bliver større i løbet af sæsonen. På den måde tager modellen hensyn til, at både geddeynglen og karpefiskeynglen vokser hen over sæsonen, og modellen giver samtidig mulighed for at netop vækstparametrene hos gedde og karpefisk kan ændres uafhængigt af hinanden.

Følgende parametre blev varieret i modellen;

- A) Geddeynglens vækst fra maj til og med august (*observeret*; den gennemsnitlige vækst observeret i forsøgssøerne (1,51 mm^{-dag}), *hurtig*; øvre 95 % konfidensinterval for den observerede vækst i forsøgssøerne (1,77 mm^{-dag}), *langsom*; nedre 95 % konfidens-interval for den observerede vækst i forsøgssøerne (1,26 mm^{-dag})).

- B) Karpefiskeynglens vækst (*langsom*; 0.001g-0.53g på 108 dage, *hurtig*; 0.001g-1.49g på 108 dage).
- C) Udsætningstidspunktet (*timet*; dagen hvor karpefiskeynglen klækkes, *sen*; 10 dage efter karpefiskeynglen klækkes).



Figur 2:

Modelplot for at en geddeyngel overlever til en given dag efter udsætningen baseret på 12 serier af observationer i 8 søer. Gennemsnitssandsynlighed (fed linie) (overlevelses-sandsynlighed (S) = $e^{(4.3997+(-0.68997*(LN(dage\ efter\ udsætning)))}$), nedre 95 % konfidensinterval (nederste tynde linie, $S=e^{(3.8960804+(-0.839319*(LN(dage\ efter\ udsætning)))}$) and upper 95 % CI (øverste tynde linie, $S=e^{(4.9033149+(-0.540613*(LN(dage\ efter\ udsætning)))}$) er angivet. Der blev ikke elektrofisket på udsætningsdagen, hvorfor overlevelsen til denne dag er defineret som 100 %.

I modellen antages det at al karpefiskeyngel klækkes samtidig, og at både gedder og karpefisk vokser ensartet i hele perioden.

5. Resultater

5.1. Tværgående analyse af 47 danske søer

Det datamateriale om geddeudsætninger i 47 danske søer som blev indsamlet i forbindelse med undersøgelsen var kvantitativt og kvalitativt meget forskelligt. For en række søer er der af amterne blevet foretaget en grundig evaluering af restaurerings-tiltagene for de respektive søer, og herunder også geddeudsætningerne. I de tilfælde blev amternes konklusioner i vid udstrækning anvendt i nærværende evaluering (tabel 2, appendix 1). I andre søer var der dog ikke foretaget nogen bearbejdning af de indsamlede data, hvorfor disse blev fremsendt til DFU som rådata. I de tilfælde har DFU foretaget en evaluering af søernes vandkvalitet før, under og efter geddeudsætningerne, og primært er det blevet vurderet om der er sket tydelige forbedringer i søernes sigtddybe eller klorofyl *a* indhold. Det er også, i det omfang det var muligt, blevet vurderet om de eventuelle forbedringer i vandkvalitet, der er blevet observeret i den enkelte sø, kan tilskrives at mængden af karpeskeyngel er blevet reduceret som følge af geddeudsætningen. Ligeledes er det vurderet om udsætningerne har ført til en generel styrkelse af gedde-bestanden i søen. I forbindelse med sidstnævnte er denne vurdering næsten overvejende baseret på kommuner og amters afrapporteringer.

Datamaterialets beskaffenhed gjorde det ikke muligt at opstille stramme kriterier for hvornår en forbedring i vandkvaliteten var ”tydelig”. Det var derfor nødvendigt at gøre vurderingen mere subjektiv, men for at gøre dette vurderingsgrundlag synligt er data for en række af de analyserede søer præsenteret i appendix 2A-2AA. I nedenstående fremlægges og diskuteres resultaterne for en række søer, og vægten er især lagt på de søer, hvor der var tegn på forbedringer i vandkvaliteten i tiden omkring geddeudsætningerne. Udsætningerne med og uden supplerende opfiskninger evalueres separat.

5.1.1 Geddeudsætninger uden opfiskning

I 18 af de 47 søer blev der foretaget geddeudsætninger uden supplerende opfiskninger (appendix 1).

- I 13 af de 18 søer (72 %) blev det bedømt, at gedderne sandsynligvis ikke har haft nogen synlig positiv effekt på vandmiljøet. Dette er vurderet dels på baggrund af konklusionerne i amternes egne rapporter over restaureringsprojekterne i de respektive søer samt, når det var muligt, DFU's evaluering af ændringer i søernes sigtddyber i perioden omkring udsætningen (se tabel 2, appendix 1 og appendix 2A-2AA). I 11 af de 13 søer var det således ikke muligt at se en markant forbedring af søernes sigtddybe i tiden omkring og efter udsætningerne (se tabel 2, appendix 1 og appendix 2A-2AA). Det kan ikke udelukkes, at gedderne har haft en reducerende effekt på karpeskeynglen i disse søer, men effekten har i givet fald ikke været kraftig nok til at det kunne aflæses i en forbedret vandkvalitet. I 2 af de 13 søer (*Udbyover Sø* og *Sorø Sø*) skete der en forøgelse i søernes sigtddybe i tiden efter udsætningerne, men det er mindre sandsynligt at disse forbedringer i vandkvalitet skal tilskrives geddeudsætningerne (se nedenfor)
- I én sø (*Sakskøbing Sø*) er det uvist om geddeynglen har haft en effekt på vandkvaliteten (se nedenfor).

Sø	Størrelse (ha)	Middel-dybde (m)	Total P (µg/l)	Udsætnings-tæthed-(ha ⁻¹)	Tilstrækkelig reducerende effekt på karpeskeynglen
Bastrup Sø	32	3,5	40-60	1563	Vides ikke
Arreskov Sø	317	1,9	62-138	47-158	Vides ikke
Dallund Sø	15	1,9	88-108	1500	Vides ikke
Søbo Sø	21	3,6	54-98	1000-1500	Vides ikke
Hvidkilde Sø	64	2	79-369	763-953	Muligvis
Søndersø (Kbh)	134	3,3	60	223-522	Sandsynligvis ikke
Tueholm Sø	18	1	120-150	1111	Vides ikke
Kastelgraven					Muligvis
Skt. Jørgens Sø Syd	6,6	4,2	80	1591	Sandsynligvis ikke
Skt. Jørgens Sø Nord	6,1	4,2	150	738-1639	Sandsynligvis ikke
Peblinge Sø	10,4		175	1486	Sandsynligvis ikke
Sortedams Sø, Syd	9,2		210	1500	Sandsynligvis ikke
Sortedams Sø, Nord	14,4		150	739-1500	Sandsynligvis ikke
Skærsø	16	1,4	60-110	2500-3125	Sandsynligvis ikke
Borbjerg Møllesø	13	1,3	100-150	1538	Vides ikke
Gødstrup Sø	44	1,8	360	909-1136	Sandsynligvis ikke
Borup Sø	9	1,1	100-175	2222-3000	Sandsynligvis ikke
Dalby Sø	15		200	1333	Sandsynligvis ikke
Maribo Søndersø	852	1,7	49-119	65-235	Sandsynligvis ikke
Huno Sø	6		100-200	1500	Sandsynligvis ikke
Sakskøbing Sø	1,2	3,0	100-200	1500	Vides ikke
Listrup Lyng	2		250-300	2100	Sandsynligvis ikke
Hulemose	6,5	2,3	500	1538	Sandsynligvis ikke
Glumsø Sø	25	1,3	250-320	1500	Sandsynligvis ikke
Store Geddesø	2,4	2,3	90-100	1625	Sandsynligvis ikke
Hejrede Sø	51	0,9	73-150	1186	Sandsynligvis ikke
Gjorslev Møllesø	23	2,7	150-200	1500	Sandsynligvis ikke
Liselund 2	0,3	4,5	150-200	1667	Sandsynligvis ikke
Liselund 5	1,5	0,7	90-110	1533-1667	Sandsynligvis ikke
Vedbøl Sø	15	2,6	150	1000	Sandsynligvis ikke
Haderslev Dam	285	1,8	200-300	52-175	Sandsynligvis ikke
Oldenor	35	1,8	130-220	1714	Muligvis
Kolding Slotssø	13		?	1538	Vides ikke
Torup Sø	19,5	4,4	88-100	1461	Sandsynligvis ikke
Sorø Sø	214	5,0	80-100	47-235	Sandsynligvis ikke
Pedersborg Sø	16	3,0	70-100	1563	Sandsynligvis ikke
Skærresø	194	2,6	150	258	Sandsynligvis ikke
Klejtrup Sø	132	1,8	60-130	208-417	Sandsynligvis ikke
Viborg Søndersø	146	3,4	100-150	411-514	Sandsynligvis ikke
Lyngsø	15	2,4	250-550	500-3600	Ja
Udbyover Sø	18	1,1	200-400	833-1111	Sandsynligvis ikke
Ramten Sø	29	1,2	100-110	931-1000	Sandsynligvis ikke
Lading Sø	56	1,0	200	893	Sandsynligvis ikke
Tillerup Sø	7,5	2,8	110	1000-3200	Sandsynligvis ikke
Vallum Sø	18	2,1	100-150	556-1000	Sandsynligvis ikke
Stubbe sø	404	2,9	67-82	124-248	Vides ikke
Hals Sø	42	1,7	320	952	Muligvis

Tabel 2: Oversigt over størrelse, middeldybde, udsætningstæthed, næringstilstand i søerne i årene hvor udsætningerne foregår samt geddeynglens effekt på karpeskeynglen i de 47 søer som indgår i den tværgående analyse. Flere oplysninger om udsætningerne, geddernes effekt og kilder findes i appendix 1.

- I én sø bidrog geddeynglen muligvis til en betydelig reduktion i mængden af hundestejler, hvilket kan have resulteret i en forbedret sigtdybde (Hals Sø).
- I tre søer (17 %) (*Lyngsø, Kastelgraven og Oldenor*) er det muligt, men kun direkte dokumenteret i Lyngsø, at geddeudsætningerne havde en positiv effekt på søernes vandkvalitet gennem reduktion af karpfiskeynglen. Fælles for disse tre søer er, at der ikke var gedder i søen før udsætningerne blev indledt.

Udbyover Sø og Sorø Sø

I Udbyover Sø og Sorø Sø skete der en forøgelse i søernes sigtdybde i tiden lige efter udsætningerne. Der er imidlertid meget som peger på at forbedringerne i vandkvalitet ikke skal tilskrives geddeudsætningerne.

Udsætningerne i *Udbyover Sø* blev fulgt af DFU i perioden 1996-2000, og blandt andet blev tæthederne af karpfiskeynglen overvåget. I den forbindelse viste det sig, at udsætningerne i perioden 1996-1999 ikke kunne afspejles i en reduceret tæthed af karpfiskeyngel (Skov *m.fl.*, 2002). Til gengæld bidrog udsætningerne sandsynligvis til, at der i løbet af perioden opstod en stærk bestand af store gedder (>50 cm), som måske i løbet af 1998 og 1999 reducerede mængden af voksne karpfisk betydeligt (Skov *m.fl.*, 2002). Det er sandsynligt at reduktionen af de store karpfisk resulterede i en meget lav rekruttering af karpfiskeyngel i 2000, hvilket kan forklare at søen netop det år var klarere end på noget andet tidspunkt i undersøgelsesperioden. Det kan dog heller ikke afvises at geddeudsætningerne netop i 2000 havde en større effekt på karpfiskeynglen end de tidligere år (Skov *m.fl.*, 2002). Billedet sløres dog af at der i 1998 blev udsat aborrer i søen, hvorfor det er muligt at disse, som det var tilfældet i Oldenor og Saksøbing Sø (se nedenfor) spillede en rolle i reduktionen af karpfiskene (Skov *m.fl.*, 2002).

I *Sorø Sø* blev der sat geddeyngel ud i to perioder, nemlig 1993-1995 og 1997-1998. Der er foretaget målinger af sigtdybden i årene 1993-1996 og igen i 2001. Fra 1993-1996 lå den gennemsnitlige sommersigt dybde rimelig konstant omkring 1,5 meter, og der er således ikke noget der tyder på at de første geddeudsætninger umiddelbart førte til en forbedret sigt dybde (Appendix 2Å). Næste sigt dybdemåling er i 2001 og her er sigt-dybden næsten fordoblet (2.8 meter), hvilket kunne være et resultat af at udsætningerne i 1997-1998 bar frugt. Der er dog især to forhold som sætter spørgsmåls-tegn ved dette. Det første er, at mængden af næringsstoffer faldt jævnt og mærkbart i perioden fra 1992 (gennemsnitlig total fosforindhold om sommeren 143 ug/l +/- 7 ug/l (SD)) til og med 2001 (totalfosfor 56 ug/l +/- 3 ug/l (SD)). Set i lyset af resultaterne fra undersøgelser af sammenhængen mellem fosforindhold og sigt dybde i danske søer, kan den forbedrede sigt dybde således blot være en konsekvens af det faldende fosforindhold (se også diskussionsafsnit 4.3.4.) (f.eks. Jeppesen *m.fl.*, 2005a,b), og behøver således ikke være relateret til udsætningerne. Det andet forhold der sår tvivl om geddeudsætningernes rolle i den forbedrede sigt dybde, er den lave udsætningstæthed (47-233 individer ha⁻¹) som blev anvendt i søen. Denne ligger langt under de tætheder (1000-3000 individer ha⁻¹) (Prejs *m.fl.*, 1994; Berg *m.fl.*, 1997;), som man normalt har antaget er nødvendige for at skabe et tilstrækkeligt prædationstryk på karpfiskene.

Saksøbing Sø

I Saksøbing Sø i Storstrøms Amt skete der tilsyneladende en forøgelse i sigt dybden i forbindelse med udsætningerne fra 1998 til og med 2000 (Appendix 2Q). Data materialet er i den periode baseret på bare én årlig måling og skal derfor tolkes med forsigtighed. Samtidig med udsætningerne af geddeyngel blev der udsat aborrer

(Karsten Fugl, Storstrøms Amt, *personlig kommentar*), men der findes ingen data om fiskebestandens sammensætning og udvikling over årene. Samlet set er det således svært at adskille en eventuel effekt af geddeyngeludsætningerne fra en effekt af aborrerne.

Hals Sø,

I Hals Sø havde geddeynglen en tydelig reducerende effekt på hundestejler, mens det ikke var muligt at se en effekt på karpeskeynglen. Således blev der kun fundet hundestejler og ingen karpeskeyngel i geddernes maver. Dog blev der heller ikke observeret karpeskeyngel i littoralzonen, på trods af at disse var til stede i søen. (se også box 6.4). Hvorvidt geddernes prædation på hundestejlerne er forklaringen på at søen i perioden omkring udsætningerne fik mere klart vand, er således svært at afgøre.

Kastelgraven, Lyngsø og Oldenor

I 3 søer ud af de 18 evaluerede søer (17 %) har gedderne muligvis haft en betydelig reducerende effekt på karpeskeynglen, men kun i en enkelt sø er effekten dokumenteret. Denne er Lyngsø hvor geddeudsætninger over en årrække kunne spores i en reduceret rekruttering af karpeskeyngel (Berg *m.fl.*, 1997). I takt med at mængden af skalle-yngel faldt, reagerede søen også med faldende klorofyl *a* indhold, stigende tæthed af zooplankton og øget sigtddybde (Søndergaard *m.fl.*, 1997).

I Kastelgraven er fiskebestandens udvikling vurderet, men ikke egentlig dokumenteret i en rapport baseret på udsætninger af geddeyngel i perioden 1995 til 1998 (Krause, 2004). Der var intet geddeyngel i søen i forvejen (Krause, 2004), så ud over biomanipulation havde udsætningerne også bestandsophjælpning som formål. Ved et kontrolfiskeri (med stang og snøre) i 2004 konstaterede man, at søen havde fået en fin bestand af større gedder, og man skønnede samtidig at mængden af karpeskeyngel var blevet reduceret og sigtddybden forbedret (Krause, 2004). Dette er langt fra et sikkert bevis for at geddeynglen reducerede karpeskeynglen, men muligheden findes.

I Oldenor blev der udsat aborrer 1½ år efter at søen blev retableret og gedder ½ år senere (foråret 1996). Udsætningen af gedder blev gentaget de to følgende forår. Før udsætningerne bestod søens fiskebestand udelukkende af skaller og hundestejler i meget store tætheder. I de følgende år forandrede fiskebestanden sig markant; hundestejlerne forsvandt og tætheden af skalle-yngel blev reduceret med ca. 90 %. Samtidig blev der opbygget stærke bestande af både gedder og aborrer. Der er ingen tvivl om, at udsætningen af rovfisk har haft en afgørende betydning for den udvikling søens planktivore arter har gennemgået, men det er ikke muligt at afgøre, hvor stor en del der skyldes geddeudsætningerne. I Lyngsø hvor der levede aborrer, men ikke gedder før geddeudsætningerne startede, fandt man en effekt af gedderne på tætheden af skalle-yngel i bredzonen, men ikke i pelagiet (Berg *m.fl.*, 1997). Man kan derfor forestille sig, at den udvikling man fandt i Oldenor kan tilskrives den kombinerede effekt af de to arter af prædatorer, og dermed at udsætning af aborrer eller gedder alene ville have resulteret i mindre markant effekt.

Det er bemærkelsesværdigt at i de søer, hvor gedderne muligvis havde en positiv effekt på vandkvaliteten (Hals Sø, Lyngsø, Kastelgraven og Oldenor), var der ikke var gedder til stede inden udsætningerne blev indledt.

5.1.2 Geddeudsætninger samtidig med opfiskning

I 29 af de undersøgte 47 søer er geddeynglen blevet udsat som et supplement til opfiskning af karpeskeyngel (Appendix 1). I 8 ud af disse 29 søer (28 %), var der en mulig positiv effekt af biomanipulationsindsatsen (opfiskning og geddeudsætning) målt som

forøget sigtdybde, men det var ud fra det tilgængelige datamateriale ikke muligt at skille geddeudsætningernes andel i den forbedrede sigtdybde fra opfiskningernes andel. I appendix 1 og tabel 2 er der ud for disse søer angivet et ”vides ikke” ved spørgsmålet om gedderne i tilstrækkeligt omfang reducerede karpefiskeynglen.

I andre 20 søer (69 %) har geddeynglen sandsynligvis ikke i afgørende omfang reduceret karpefiskeynglen (se tabel 2, appendix 1 og appendix 2A-2AA). I 9 af disse 20 søer skete der således ikke nogen forøgelse i sigtdybden på trods af opfiskning og gedde-udsætninger, og på den baggrund kan det konkluderes at geddernes effekt derfor ikke har været tilstrækkelig. I andre 11 søer skete der en forbedring af sigtdybden i tiden omkring geddeudsætningerne, men der findes samtidig grunde til at tro at denne opklaring i ringe omfang kan forklares med at der er sat geddeyngel ud i søerne. Disse søer gennemgås nedenfor.

Borup Sø, Maribo Sø og Hejrede Sø

I *Borup Sø* i Roskilde Amt blev der fra 1996-2000 udsat geddeyngel og opfisket uden at det afstedkom en forbedret sigtdybde (Appendix 2N). I 2000 intensiverede amtet opfiskningerne, og sigtdybden steg markant i 2001-2003. I hele perioden blev tætheden af karpefiskeyngel monitoreret i juli måned. Yngeltæthederne var generelt betydeligt højere end gennemsnittet målt i andre søer, og var samtidig mere eller mindre konstant uanset om der var sat gedder ud det pågældende år. (Roskilde Amt, 2004). Samlet set peger det på at gedderne i *Borup Sø* ikke i tilstrækkelig omfang reducerede karpefiskeynglen.

I perioden 1994-1997 blev der sat gedder ud i *Maribo Sø* (Storstrøms Amt) hvilket ikke kunne afspejles i en forbedret sigtdybde (Appendix 2O). Forbedringen i sigtdybde kom først to år senere i 1999, og det er derfor usandsynligt at en reduktion af karpefiske-yngelen forårsaget af de udsatte gedder spillede en rolle herfor. Samtidig var udsætningstætheden (67-233 individer ha⁻¹) betydeligt under de tætheder (1000-3000 individer ha⁻¹ (Prejs *m.fl.*, 1994; Berg *m.fl.*, 1997;)), som man normalt har antaget er nødvendige for at skabe et tilstrækkeligt prædationstryk på karpefiskene.

I *Hejrede Sø* (Storstrøms Amt) blev der både opfisket (1992-1996) og udsat gedder (1998-2000), og de to indsætninger var således adskilt i tid. Fra 1990 og frem skete der en gradvis forøgelse af søens sigtdybde (Appendix 2V). Det er Storstrøms Amts vurdering at denne meget gradvise opklaring skal forklares med at søens næringsniveau (total p) i samme periode også var gradvis faldende. Opfiskning og geddeudsætningerne vurderes ikke at have spillet den store rolle i den forøgede sigtdybde (Karsten Fugl, Storstrøms Amt, *personlig kommentar*).

Ramten Sø, Lading Sø og Vallum Sø

Effekten af geddeyngeludsætninger i disse tre søer blev evalueret i en rapport fra 2002 (Skovgård *m.fl.*, 2002). For *Ramten Sø* konkluderer rapporten at det på trods af udsætninger ikke lykkedes at begrænse mængden af karpefiskeyngel. Denne konklusion tager udgangspunkt i at der samtidig med geddeudsætningerne skete en øgning i mængden af især små skaller. I *Lading Sø* var der muligvis en effekt af geddeyngeludsætningerne det første af de tre år gedderne blev sat ud. Alligevel er den overordnede konklusion, som især er baseret på ændringer i fiskebestanden i tiden omkring biomanipulationsindsatsen, at det primært har været opfiskningerne som har bidraget til den forbedrede sigtdybde i søen. Den egentlige effekt af geddeudsætningerne har derimod været tvivlsom. Ligeledes konkluderes det for

Vallum Sø, hvor opfiskningerne desuden var mindre effektfulde, at effekten af geddeudsætningerne også her var tvivlsom.

De Indre Søer i København

I 2002 startede Københavns Kommune et restaureringsprojekt i fem søbassiner (*Skt. Jørgen Syd*, *Skt. Jørgen Nord*, *Peblinge Søen*, *Sortedam Syd* og *Sortedam Nord*) placeret tæt på den indre by. I både 2002 og 2003 blev der foretaget massive opfiskninger samt udsat høje tætheder af geddeyngel, og alle 5 bassiner fik allerede det første år forøgede sigtddybder, omend det var i varierende omfang.

I *Peblinge Søen*, *Sortedam Syd* og *Sortedam Nord* var de fysiske rammer meget specielle, idet de tre søbassiner inden udsætningerne i 2002 kun i ringe omfang indeholdt naturlige skjul til gedderne. Samtidig har søerne ingen egentlig bredzone, men er derimod omkranset af et bolværk med ca. 50 cm vanddybde eller mere. Selvom der i 2002 og 2003 blev gjort flere tiltag for at forbedre geddernes levesteder, og blandt andet udlagt kunstige skjul, var indsatsen ikke tilstrækkelig. Formodentlig derfor var overlevelsen af de udsatte gedder meget dårlig i både 2002 og 2003 (Skov & Berg, 2003; Olsen m.fl., 2004). Samtidig viste fiskeundersøgelser foretaget af Fiskeøkologisk Laboratorium, Helsingør (Müller & Jensen, 2003) at der i begge år var en betydelig rekruttering af både skalle og brasen. Samlet set har gedderne således ikke haft den forventede effekt på tilgangen af nye karpefisk til søerne.

I *Skt. Jørgen Syd* og *Skt. Jørgen Nord* var overlevelse (Tabel 4) og vækst blandt de største DFU registrerede i forbindelse med udsætningsforsøgene i nærværende undersøgelse. Alligevel var der i *Skt. Jørgen Sø Nord* en betydelig andel af karpefiskeyngel (både skaller og brasen) som overlevede somrene 2002 og 2003 (Müller & Jensen, 2003). Samtidig bestod geddeynglens føde begge år kun i beskedent omfang af karpefiskeyngel (Skov & Berg, 2003; Olsen m.fl., 2004). Samlet set er der derfor ikke meget der peger på at geddeynglens reducerende effekt på karpefiskeynglen har været tilstrækkelig i den nordlige *Skt. Jørgen Sø*. I *Skt. Jørgen Syd* var der tilsyneladende kun ganske få karpefiskeyngel som overlevede somrene i 2002 og 2003, så umiddelbart kunne det tyde på at geddeynglen havde gjort som forventet, og altså begrænset tilgangen af nye karpefisk i søen. Det taler dog imod denne konklusion, at geddeynglen kun i beskedent omfang spiste karpefiskeyngel. Dette gælder i ekstrem grad i 2003 hvor ingen af de 118 geddeyngel som blev indsamlet i løbet af sommeren havde spist karpefiskeyngel. I stedet ernærede de sig i udpræget grad af yngel fra aborrer (Skov & Berg, 2003; Olsen m.fl., 2004). Det peger på at gedderne ikke havde den afgørende rolle i den lave forekomst af karpefiskeyngel som blev registreret i søen i de to år.

Hvidkilde Sø

I *Hvidkilde Sø* på Fyn findes muligheden for at geddeudsætningen kan have haft en reducerende effekt på karpefiskeynglen. I søen blev der fra 1996 og frem til og med 2001 udsat gedder, og i årene efter at udsætningerne stoppede blev der observeret usædvanligt store årgange af skaller (Kjeld Sandbye, pers. komm.). Om end det er et indirekte bevis, så kunne disse observationer forklares med at tætheden af skalleynglen blev holdt nede, så længe gedderne blev udsat. Dog er det uvist hvorvidt denne reduktion af skalleynglen var tilstrækkelig til at spille en rolle i den forbedrede miljøtilstand som *Hvidkilde Sø* opnåede i årene efter restaureringstiltagene.

5.1.3. Bestandsophjælpning

Mens det kun i begrænset omfang kan dokumenteres, at geddeudsætningerne har haft den forventede effekt på karpefiskeynglen, så er der en række eksempler på at geddeudsætningerne har ført til en styrkelse af geddebestanden (Appendix 1). Dette gælder især i 9 søer hvor der ikke var gedder i forvejen, men også udsætningerne i søer, hvor der var gedder i forvejen kunne føre til en styrkelse af bestanden. I 17 af de 47 undersøgte søer var der dels gedder inden udsætningerne blev iværksat og samtidig kendskab til søernes geddebestande før og efter udsætningerne. Ud fra amter og kommuners rapportering er det vurderet at i 9 af disse 17 søer (52 %) er geddebestandene i mere eller mindre omfang blevet styrket af udsætningerne (Appendix 1).

5.2 Udsætningsforsøg

5.2.1 Det udsatte geddeyngels bidrag til årgangen af gedder

Efter udsætningerne i de 8 søer udgjorde de udsatte gedder generelt en betydelig andel af geddeynglen i søerne. I 9 ud af 12 tilfælde stammede minimum 9 ud af 10 gedder fanget i perioden maj/juni fra årets udsætning. Andelen af udsætningsgedder var lavere i juli/ august end tidligere på sæsonen i 6 ud af 10 af de tilfælde hvor der både fandtes naturlige og udsatte gedder (Tabel 3)

Sø	År	Maj/juni		Juli/august	
		Andel udsatte (%)	n	Andel udsatte (%)	n
Udbyover	1999	8	3	0	6
	2000	71	6	66	4
Tillerup	2002	96	4	79	2
	2003	100	3	100	1
Skt. Jørgen Syd	2002	100	3	100	2
	2003	100	3	100	2
Skt. Jørgen Nord	2002	100	3	100	2
	2003	100	3	100	2
Torup	2003	77	3	79	4
	2004	100	4	71	1
Vallum	2002	92	3	82	2
Hals	2002	ikke mærket	0	ikke mærket	0
Gødstrup	2002	95	3	68	2

Tabel 3: Den gennemsnitlige andel af udsatte gedder ud af den samlede fangst af geddeyngel i henholdsvis 3-6 (n) prøvetagninger maj/juni og 1-6 (n) prøvetagninger i juli/august

I Udbyover 1999 og Torup 2003 blev gedderne sat ud senere på året end i de andre søer, og kannibalisme fra geddeyngel rekrutteret i søerne kan under sådanne forhold forklare den relativt ringe overlevelse blandt de udsatte gedder (Grønkjær *m.fl.*, 2004).

I Skt. Jørgen-søerne fandtes ingen gedder i forvejen, hvorfor det var forventeligt at alle de indfangede gedder stammede fra udsætningerne. Ligeledes var Hals Sø nydannet, og vi forventede ingen initial tilstedeværelse af gedder og dermed ingen naturlig geddeyngel. Vi undlod derfor at mærke de udsatte gedder i denne sø. Overraskende nok blev der i forbindelse med monitoreringen observeret ganske få større

naturligt rekrutterede gedde-yngel i Hals Sø, som vi må formode er vandret ind i søen fra en nærliggende mose. Disse var betydeligt større end de udsatte og gennem de første befiskninger nemme at adskille. Deres andel udgjorde mindre end 5 % af fangsten.

5.2.2 Overlevelse og tæthed af 0+ gedder over sæsonen

I de første uger efter udsætningen (maj/juni) varierede overlevelsen af de udsatte gedder fra mindre end 1 % til over 30 % med et gennemsnit på 16 % (Tabel 4; Figur 2). Sidst på sæsonen (juli/august) faldt den gennemsnitlige overlevelse til 4 %, og den varierede mellem ingen overlevelse og 15 % (Tabel 4; Figur 2).

Sø	År	Maj/juni			Juli/august		
		Overlevelse (%)	Std afv	n	Overlevelse (%)	Std afv	n
Udbyover	1999	7,6	14,4	4	0	0	6
	2000	30,3	14,7	6	15,5	2,4	5
Tillerup	2002	12,4	3,7	3	2,0	0,9	2
	2003	7,9	6,4	3	0,3	0,4	2
Skt. Jørgen Syd	2002	24,4	11,5	2	6,9	0,6	2
	2003	19,8	17,5	3	3,9	1,9	2
Skt. Jørgen Nord	2002	32,7	21,4	2	3,1	2,5	2
	2003	17,7	8,3	3	1,8	0,7	2
Torup	2003	2,9	2,9	3	0,7	0,9	4
	2004	0,8	0,9	3	0,7	0,9	2
Vallum	2002	19,6	4,7	3	5,5	3,8	2
Hals	2002	22,3	0,7	2	14,7	7,4	2
Gødstrup	2002	9,8	6,8	3	2,9	1,4	2

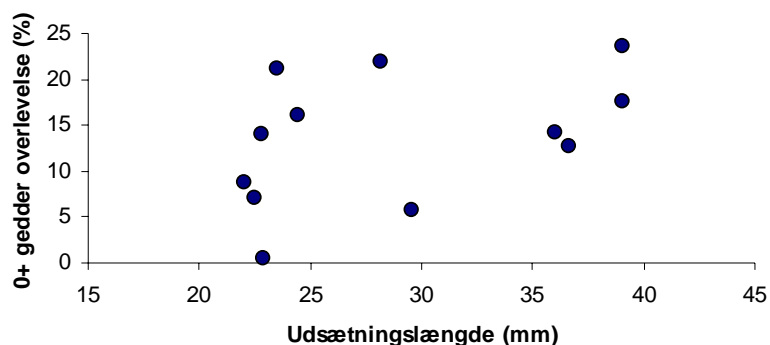
Tabel 4. Gennemsnitlige overlevelsestimater i forbindelse med udsætningsforsøgene i henholdsvis maj/juni og juli/august. Standardafvigelser og antallet af indsamlinger i perioden fremgår også af tabellen

Analyserne af geddernes overlevelse i forhold til udsætningsstørrelse og variationen i udsætningsstørrelse pegede på, at en øget udsætningsstørrelse øgede de udsatte geddernes overlevelse i den første tid efter udsætningen (maj/juni) (Figur 3; Tabel 5).

Faktor	Maj/juni			Juli/august		
	r_s	p	n	r_s	p	n
Udsætningsstørrelse	0,57	0,05	12	0,28	0,37	12
CV	-0,33	0,30	12	-0,12	0,72	12

Tabel 5. Spearman rank korrelationsresultater mellem geddeynglens overlevelse puljet for henholdsvis maj/juni og juli/august og geddeynglens størrelse ved udsætning samt geddeynglens variation i størrelse ved udsætning (CV= Coefficient of variation).

Størrelsesspredningen blandt de udsatte fisk (CV) (Tabel 5) så derimod ikke ud til at relatere til overlevelsen af gedder i den første tid efter udsætningen. Overlevelsen i juli/august var tilsyneladende ikke influeret af hverken udsætningsstørrelsen eller størrelsesspredningen (Tabel 5).



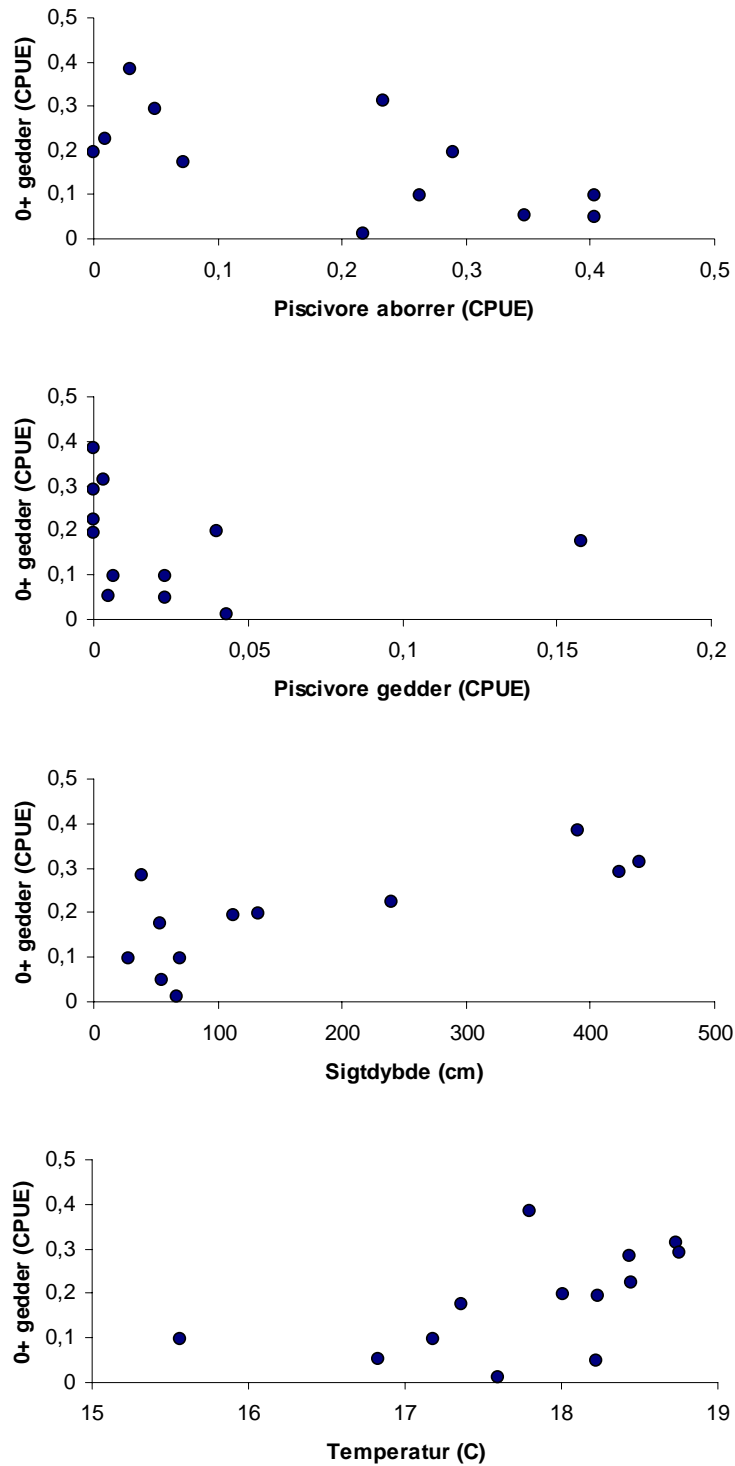
Figur 3: Sammenhæng mellem geddernes udsætningslængde i de undersøgte søer og den estimerede overlevelse (maj/juni)

Det andet estimat for geddeynglens bestandsudvikling (*tæthedsestimatet*) baseret på det grundlæggende CPUE-estimat af både de udsatte og ”naturlige” 0+ gedder afslørede en række supplerende mulige sammenhænge. Det så ud til at tætheden af både piscivore aborrer og ældre gedder influerede på overlevelsen af 0+ gedder på tværs af søerne. I tiden lige efter udsætningen maj/juni var der nemlig sammenhæng mellem tætheden af piscivore aborrer og tætheden af 0+ gedderne; således blev der i søer med mange aborrer i bredzonen fundet forholdsvis færre 0+ gedder (Tabel 6; Figur 4a). Desuden var der en sammenhæng mellem tætheden af ældre gedder og tætheden af 0+ gedder (Tabel 6; Figur 4b). Tætheden af aborrer og ældre gedder var ikke korreleret hverken sent eller tidligt på sæsonen ($p > 0,2$).

Tætheden af 0+ gedder (CPUE) Faktor	Maj/juni			Juli/august		
	r_s	p	n	r_s	p	n
Udsætningstæthed (geddeyngel ha ⁻¹)	0,01	0,98	13	-0,29	0,10	13
Rovfisk (ældre gedder (CPUE))	-0,53	0,06	13	0,15	0,63	13
Rovfisk (aborrer (CPUE))	-0,56	0,04	13	-0,18	0,56	13
Sigtedybde (m)	0,67	0,02	12	0,19	0,56	12
Gennemsnitstemperaturen i perioden (C)	0,63	0,02	13	0,48	0,10	13
Vegetationsdækning (%)	-0,41	0,15	13	0,25	0,42	13
1) Udbredelse af tagrør	-0,52	0,07	13	-0,43	0,05	13
2) Udbredelse af vandpileurt	0,32	0,29	13	0,08	0,71	13
3) Udbredelse af star og padderokke	0,74	<0,01	13	0,46	0,04	13

Tabel 6: Spearman rank korrelationsresultater mellem geddeynglens tæthed (udsatte og naturlige) og potentielle bestandsregulerende faktorer.

I juli/august måned sås ingen sammenhænge mellem tætheden af 0+ gedder og tæthederne af aborrer og ældre gedder (Tabel 6). I tiden umiddelbart efter udsætningen (maj/juni) så vandets klarhed ud til at hænge sammen med tætheden af 0+ gedder (Tabel 6; Figur 4c). Således så det ud som om der var flest 0+ gedder i søer med klart vand. Senere på sæsonen (juli/august) var denne sammenhæng dog forsvundet (Tabel 6). Vandtemperaturen tidligt på sæsonen (maj/juni) ser også ud til at have spillet en rolle for tætheden af gedder i søerne. Således var der flest gedder i maj/juni i de søer hvor gennemsnitstemperaturen var højest. (Tabel 6; Figur 4a). Ligeledes så vandtemperaturen i juli/august også ud til at hænge sammen med tætheden af gedder på det tidspunkt, omend i noget mindre grad end tidligere på sæsonen (Tabel 6).



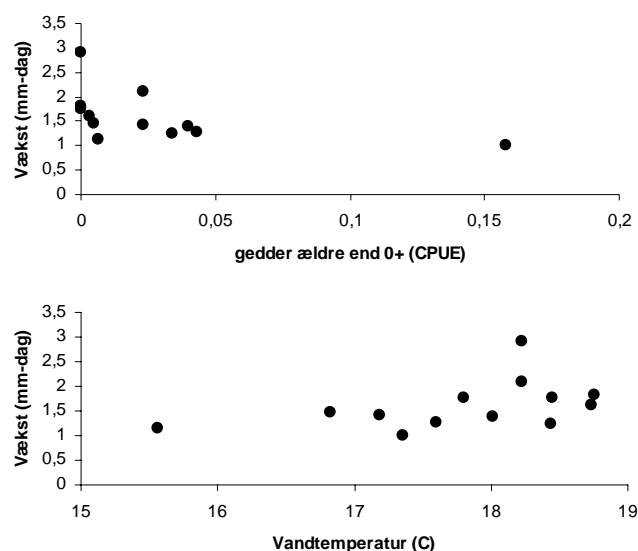
Figur 4: Bestandestimer for geddeyngel i relation til a) potentielle rovfisk (piscivore gedder og piscivore aborrrer), b) sigtgybde og c) gennemsnits-temperatur for perioden (maj/juni)

Der var også en positiv sammenhæng mellem temperaturen og søens sigtgybde i maj/juni ($r_s = 0,59$; $p < 0,05$, $N = 12$) og en positiv trend i juli/august ($r_s = 0,48$; $p < 0,10$, $N = 12$), hvilket tyder på, at søer med klart vand generelt havde højere gennemsnitstemperaturer.

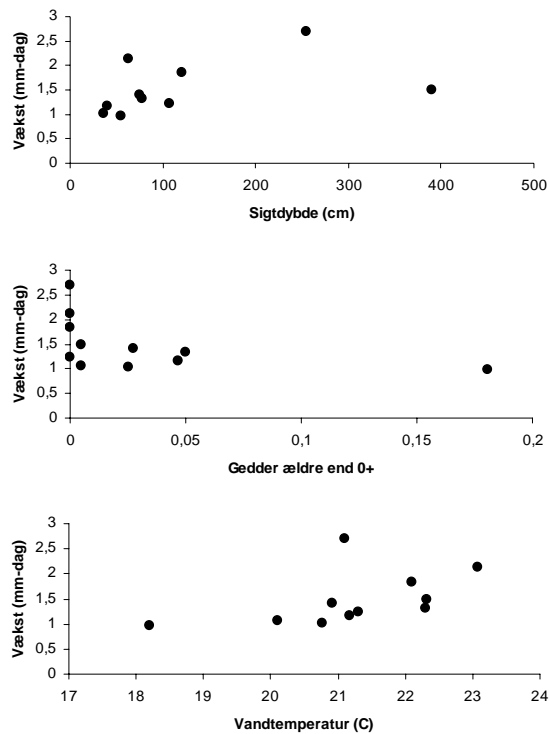
Udsætningstætheden var ikke relateret til tætheden af gedder i hverken maj/juni eller juli/august. Ligeledes var det overraskende, at dækningsgraden af vegetation ikke så ud til at influere på tætheden af gedder, hverken i maj/juni eller juli/august (Tabel 6). Derimod så udbredelsen af forskellige vegetationstyper ud til at være relateret til tætheden af geddeyngel. I søer med stor udbredelse af tagrør var tætheden af gedder således mindre end i søer, hvor tagrør var mere sparsomt. Dette forhold var gældende for både tætheden af gedder i maj/juni og i juli/august (Tabel 6). I søer med meget vandpileurt var der til gengæld ofte flere gedder end i søer med mindre vandpileurt. Dette var tilfældet i både maj/juni og juli/august (Tabel 6). Udbredelsen af vegetationstype 2, star og padderokke, var ikke relateret til geddernes tæthed (Tabel 6). En post hoc test af sammenhængen mellem vandpileurt og tagrør viste, at udbredelsen af disse var omvendt relateret, således at der i søer med meget tagrør kun fandtes sparsomme mængder af vandpileurt og visa versa ($r_s = -0,78$; $p < 0,01$, $N = 13$).

5.2.3 Geddeynglens vækst i forhold til biologiske og fysiske faktorer.

I tiden lige efter udsætningen (maj/juni) var geddeynglens vækst relateret til søernes tæthed af ældre gedder ($r_s = -0,75$; $p < 0,01$, $N = 13$) og i noget mindre omfang også til søernes gennemsnitstemperatur ($r_s = 0,53$; $p = 0,06$, $N = 13$; Figur 5). Sidst på sæsonen (juli/august) var geddeynglens vækst stadig relateret til søernes tæthed af ældre gedder ($r_s = -0,66$; $p < 0,05$, $N = 11$), samt søernes sigtddybde ($r_s = 0,68$; $p < 0,05$, $N = 10$) og søernes gennemsnitstemperatur ($r_s = 0,68$; $p < 0,05$, $N = 11$) (Figur 6). Der var en tendens til en interaktion mellem søernes tæthed af ældre gedder og søernes sigtddybde ($r_s = -0,51$; $p = 0,09$, $N = 12$). Tætheden af geddeyngel og aborrer så ikke ud til på noget tidspunkt at relatere sig til væksten af geddeynglen ($r_s = -0,37 > 0,19$; $p > 0,20$).



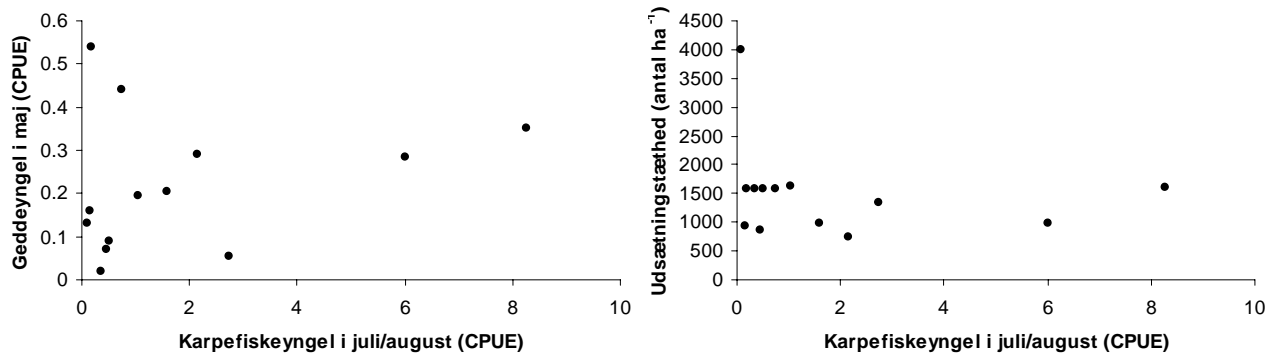
Figur 5: Sammenhænge mellem den gennemsnitlige tæthed af ældre gedder (top), den gennemsnitlige vandtemperatur (bund) og geddeynglens gennemsnitlige vækst i maj/juni i undersøgelsessøerne



Figur 6: Sammenhænge mellem geddeynglens gennemsnitlige vækst i juli/august i undersøgelsessøerne og den gennemsnitlige sigtdybde i vandet (top), tæthed af ældre gedder (midt) og den gennemsnitlige vandtemperatur (bund)

5.2.4 Geddernes regulerende effekt på søernes karpfiskeyngel og mulige kaskade-effekt på lavere trofiske niveauer

Mod forventning så vi ingen sammenhæng mellem udsætningstætheden af geddeyngel i de 8 søer og den efterfølgende tæthed af karpfiskeyngel i juli/august ($r = 0.21$; $p > 0.1$, $N=13$, Figur 3). Tilsvarende fandt vi heller ikke nogen sammenhæng mellem tætheden af geddeyngel i maj måned og den efterfølgende tæthed af karpfiskeyngel i august ($r_s = 0.06$; $p > 0.1$, $N= 13$, Figur 7).



Figur 7: Sammenhænge mellem den gennemsnitlige relative tæthed af karpfiskeyngel i bredzonen i juli/august og den gennemsnitlige relative tæthed af geddeyngel i maj (tv) og udsætningstætheden (th)

Geddeynglen som rovfisk

Gedderne spiste karpesfiskeyngel i mindre omfang end forventet. I maj/juni varierede graden af piscivori (estimeret ved andelen af fangede geddeyngel med fisk i maven) fra 2,2 % til 94 % med et gennemsnit på 20 % (Tabel 7). I juli/august varierede andelen af rovfisk fra 0 % til 96 % af de indfangede gedder (Tabel 7). Andelen af rovfisk siger ikke altid noget om geddernes konsumtion af karpesfiskeyngel, for selvom karpesfisk ofte var repræsenteret i geddernes maver, var der dog mange undtagelser. Dette gælder f.eks i Hals Sø, hvor de spiste fisk langt overvejende bestod af hundestejler, i Vallum Sø og Udbyover Sø, hvor aborrengel udgjorde omkring 1/3 af fiskebyttet; og i Skt. Jørgen- søerne hvor minimum hver anden fisk fundet i maverne på gedderne var aborre eller hork. (Skov & Berg, 2003; Olsen *m.fl.*, 2004).

Sø	år	Maj/juni		Juli/august	
		Andel rovfisk (%)	n	Andel rovfisk (%)	n
Udbyover	1999	32,0	4	71,1	6
	2000	13,0	6	45,2	5
Tillerup	2002	2,8	3	0	2
	2003	8,3	3	25,0	2
Skt. Jørgen Syd	2002	2,2	2	54,1	2
	2003	11,8	3	65,1	2
Skt. Jørgen Nord	2002	33,5	2	16,7	2
	2003	7,3	3	65,2	2
Torup	2003	20,6	3	54,4	4
	2004	11,1	3	33,3	2
Vallum	2002	2,2	3	96,1	2
Hals	2002	94,2	2	53,6	2
Gødstrup	2002	19,9	3	95,0	2

Tabel 7: Gennemsnitlig andel af rovfisk blandt det indsamlede geddeyngel i perioderne maj/juni og juli/august. Antallet af indsamlingsdage i hver sø i perioderne er givet (n).

Geddeynglens kaskadeeffekt på søernes sigtddybde

Der sås ingen potentiel sammenhæng mellem den gennemsnitlige tæthed af gedder (både udsatte og naturlige) i maj/juni og søernes Secchi-dybde i hverken maj/juni ($r_s = 0.02$; $p > 0.05$, $N = 8$) og eller juli/august ($r_s = -0.16$; $p > 0.05$, $N = 8$).

5.2.5 Konsumptionsmodel: Betydning af overlevelse, udsætningstidspunkt, gedde-ynglens vækst og karpesfiskeynglens vækst.

Alle faktorer inkluderet i modellen så ud til at påvirke geddernes samlede konsumtion af karpesfiskeyngel. Sen udsætning (10 dage efter skalle-ynglen er klækket), hurtig vækst hos karpesfiskeynglen, langsom vækst hos geddeynglen samt dårlig overlevelse medvirker alle til at begrænse geddernes konsumtion (Tabel 8).

<i>geddeyngel overlevelse</i>	<i>geddeyngel vækst</i>	timet	timet	sen	sen	<i>udsætningstidspunkt</i>
		langsom	hurtig	langsom	hurtig	<i>karpefisk vækst</i>
minimum	minimum	31.889	24.986	17.786	12.645	
	gennemsnit	49.274	37.312	27.423	18.862	
	maximum	74.753	54.959	41.548	27.762	
gennemsnit	minimum	79.074	59.497	43.950	30.059	
	gennemsnit	125.726	91.385	69.713	46.107	
	maximum	195.215	137.926	108.101	69.530	
maximum	minimum	200.933	144.693	111.213	72.936	
	gennemsnit	328.587	228.897	181.410	115.207	
	maximum	521.379	353.940	287.502	177.989	

Tabel 8: Geddeyngels beregnede konsumtion af karpefiskeyngel (maj-august) under forskellige forhold (se tekst). *Timet* indikerer at udsætningstidspunktet falder sammen med karpefiskeynglens klækning, mens en sen udsætning sker 10 dage efter klækningen. Gennemsnitlig udsætningstørrelse er 28 mm og udsætningstætheden er 1000 ha⁻¹.

værdien af de andre parametre) (Tabel 8). Maksimumvækst hos geddeynglen (sådan som vi observerede den i forsøgssøerne) betyder at konsumtion er mellem 2,20 og 2.59 gange større end konsumtionen hvis geddeynglen har minimumvækst (Tabel 8). Den beregnede konsumtion ved høj geddeyngeloverlevelse (øvre 95 % konfidensinterval i Figur 2) er mellem 5,77 og 6,97 gange så stor som den beregnede konsumtion ved lav overlevelse (nedre 95 % konfidensinterval i Figur 2; Tabel 8).

Baseret på observationerne i forsøgssøerne indikerer modellen, at under optimale forhold (maksimum geddevækst, langsom vækst hos karpefiskeynglen, timet udsætning og høj geddeyngel overlevelse) vil en udsætning på 1.000 gedder pr. ha føre til en konsumtion på 521.379 stykker karpefiskeyngel pr. ha i løbet af en sommersæson. I værste fald (minimumgeddevækst, maksimumvækst hos karpefiskeynglen, sen (dvs. dårlig timet) udsætning, lav geddeyngeloverlevelse) vil en udsætningstæthed på 1000 gedder pr. ha til gengæld kun føre til en konsumtion på 12.645 stykker karpefiskeyngel pr. ha (Tabel 8). En udsætning af 1.000 ”gennemsnits”-gedder pr. ha (dvs. med gennemsnitlig overlevelse og gennemsnitsvækst) vil føre til en konsumtion på mellem 46.107 og 125.726 karpefiskeyngel, alt efter udsætningstidspunkt og karpefiskenes vækst (Tabel 8).

Modellen blev også brugt til at beregne konsumtionen ved en udsætning af geddeyngel med en størrelse på 50 mm. Dette blev gjort under antagelse af, at en forøget udsætningsstørrelse ikke ændrede geddernes specifikke vækstrate og overlevelsesmønstre i forhold til en udsætning af 28 mm geddeyngel. En forøget udsætningsstørrelse medfører en konsumtion på mellem 42.877 og 1.195.936 karpefiskeyngel (Tabel 9), hvilket svarer til en 2,29-3,39 gange så høj konsumtion sammenlignet med konsumtionen af geddeyngel udsat ved en gennemsnitslængde på 28 mm.

<i>geddeyngel overlevelse</i>	<i>geddeyngel vækst</i>	timet	timet	sen	sen	<i>udsætningstidspunkt</i>
		langsom	hurtig	langsom	hurtig	<i>karpefisk vækst</i>
minimum	minimum	101.097	84.505	56.699	42.877	
	gennemsnit	141.870	115.889	79.482	58.772	
	maximum	196.011	156.662	109.721	79.417	
gennemsnit	minimum	235.809	190.412	131.988	96.525	
	gennemsnit	338.962	266.906	189.476	135.214	
	maximum	478.582	368.343	267.262	186.508	
maximum	minimum	561.162	434.919	313.264	220.189	
	gennemsnit	828.117	625.313	461.580	316.327	
	maximum	1.195.936	882.969	665.904	446.402	

Tabel 9: Geddeyngels konsumtionen af karpefiskeyngel (maj-august) under forskellige forhold. Gennemsnitlig udsætningstørrelse er 50 mm og udsætningstætheden er 1000 ha⁻¹.

6. Diskussion

6.1 Sørestaurering ved hjælp af geddeudsætninger

6.1.1. Tværgående analyse af 47 danske søer

Den tværgående analyse af 47 søer gav kun få eksempler på, at geddeudsætningerne har haft en målelig effekt som et værktøj i sørestaurering. I langt de fleste søer peger meget således på at gedderne ikke i mærkbart omfang har reduceret mængden af karpe-fiskeynglen og derved forbedret søens miljøtilstand.

Hvis vi ser bort fra de søer, hvor en effekt af geddeudsætningerne ikke kan adskilles fra en effekt af andre miljøfremmende tiltag, opgøres antallet af søer, hvor vi vurderer at geddeudsætningerne kan have haft en mærkbar effekt på søens miljøtilstand i første omgang til 5 ud af 38 (13 %). I fire af disse fem søer (Oldenør, Kastelgraven, Lyngsø og Hals Sø), fandtes der ikke gedder i forvejen og de repræsenterer således ikke det typiske udgangspunkt for de søer, der er blevet biomanipuleret. Kigger vi i stedet på søer hvor der fandtes gedder i forvejen, således som det oftest er tilfældet i danske søer, var det kun i én (Hvidkilde Sø) ud af 38 søer (3 %) at geddeudsætningerne muligvis havde den effekt de var tiltænkt. I Hvidkilde Sø blev der observeret en tydelig forøgelse af mængden af skalleyngel i årene efter geddeudsætningerne ophørte, hvilket peger hen mod at geddeynglen i søen havde en reducerende effekt på karpefiskeynglen. Det skal dog i den forbindelse understreges, at selvom observationerne fra Hvidkilde Sø peger på at geddeynglen formodentlig var i stand til at reducere mængden af skalleyngel, så er det ikke muligt ud fra de tilgængelige data at afgøre om det er opfiskningen af skidtfisk, udsætningen af geddeynglen eller kombinationen af de to der har haft den afgørende rolle i søens forbedrede miljøtilstand.

I de 8 tilfælde, der blev udført både opfiskning og geddeudsætning, og hvor der sås en positiv effekt på sigtgybden, bør det selvfølgelig overvejes om geddeudsætningen kan have været medvirkende til resultatet, eller om opfiskningen alene ville have givet samme effekt. Baggrunden for at supplere opfiskning med geddeudsætninger er, at gedderne skulle reducere mængden af karpefiskeynglen, samtidig med at opfiskningen reducerer de større fisk i bestanden. Opfiskning foregår nemlig med trawl eller landdragningsvod, hvilket betyder at ynglen ikke bliver tilbageholdt af voddets maskestørrelser, og derfor ikke fanges. Flere undersøgelser viser, at man ofte ser en øget rekruttering af karpefiske-yngel efter en opfiskning, idet opfiskningen medfører forbedrede forhold for de resterende karpefisk, med øget vækst og reproduktion til følge (Romare & Bergman, 1999; Hansson et al., 1999). I de nævnte undersøgelser så man således ingen opklarende effekt af massive opfiskninger, og tilskriver dette de efterfølgende voldsomme opblomstringer af karpefiskeyngel. Denne uheldige effekt af opfiskning har været en af årsagerne til at geddeudsætninger er blevet anbefalet som supplement til opfiskningen. Med baggrund i konsumptionsmodellen (afsnit 6.3.1.) har vi sandsynliggjort, at rekrutteringen af skalleyngel skal være på et ret lavt niveau, før en geddeudsætning kan reducere karpefiskeynglen tilstrækkeligt. En betydelig stigning i karpefiskeyngel efter en opfiskning (Romare & Bergman, 1999) vil derfor formindske sandsynligheden for at en geddeyngeludsætning kan gøre en forskel. Hvis kombinationen af opfiskning og geddeudsætning skulle have en større effekt end opfiskning alene, kræver det

formodentlig at opfiskningen er så effektiv, at den medfører en betydelig reduceret rekruttering af karpefiskeynglen. Det var som nævnt ikke muligt at afgøre, om det var tilfældet for de 8 nævnte søer i den nærværende analyse.

6.1.2. Udsætningsforsøgene

Flere observationer fra søerne, som indgik i udsætningsforsøgene, ser også ud til at understøtte at udsætning af geddeyngel sjældent har en umiddelbar effekt på søens vandmiljø gennem mindskning af søens karpefiskeyngel.

I et forsøg med udsætning af geddeyngel i Lyngsø kunne udsætningstætheden af gedderne afspejles i mængden af karpefiskeyngel, således at der i år med høj udsætnings-tæthed var en lav tæthed af karpefiskeyngel (Berg *m.fl.*, 1997). I nærværende undersøgelse blev der undersøgt for lignende sammenhænge, men uden succes. Der var således ingen sammenhæng mellem udsætningstætheden af gedder og tætheden af karpefiskeyngel i løbet af sæsonen. Selv om estimerede tætheder af karpefiskeyngel i bredzonen ikke nødvendigvis siger noget om den totale bestandsstørrelse, var det dog forventeligt, at en høj tæthed af gedder ville føre til en tilsvarende relativt lavere tæthed af karpefiskeyngel i bredzonen, enten fordi disse blev ædt eller fordi geddernes tilstedeværelse skræmte dem væk fra bredzonen (Se f.eks. Berg *m.fl.*, 1997; Jacobsen & Perrow, 1998; Skov *m.fl.*, 2003). I denne undersøgelse kunne den sammenhæng dog ikke genfindes. Ligeledes fandt vi heller ingen positiv sammenhæng mellem udsætnings-tætheden af gedder og vandets klarhed i søerne i månederne efter udsætningerne.

Eftersom vi ikke fandt sammenhæng mellem udsætningstæthederne og den efterfølgende tæthed af geddeyngel i søen, undersøgte vi også relationer mellem den faktiske tæthed af gedder i søerne i starten af sæsonen (maj/juni) og vandets klarhed og bredzone-tætheden af karpefiskeyngel. Vi fandt dog ingen sammenhæng mellem disse faktorer, og kan derfor ikke på den måde finde belæg for, at gedderne i vores undersøgelsessøer har haft den ønskede reducerende effekt på karpefiskynglen og derigennem på søernes vandkvalitet.

6.1.3 Konsumptionsmodellen

Både analysen af de 47 søer samt de mere detaljerede observationer fra de søer, der indgik i udsætningsforsøget peger på, at udsætning af geddeyngel, sådan som den typisk har været foretaget i Danmark de seneste år, kun sjældent vil føre til fjernelse af karpefiskeyngel i mængder der kan føre til et forbedret vandmiljø. Det skal dog understreges, at det i forbindelse med analyserne af de enkelte søer ville have været optimalt at kende rekrutteringspotentialet for søernes karpefisk for søen før, under og efter udsætningerne. Sådanne data var dog sjældent til rådighed og som oftest ikke fyldestgørende nok til anvendelse i en detaljeret analyse. En analyse baseret kun på søernes sigtddybde eller klorofyl a indhold er et mere indirekte mål, men giver trods alt et billede af om geddeynglen faktisk havde den ønskede effekt; at gøre vandet mere klart.

For at få et endnu bedre vurderingsgrundlag af geddernes effekt, udviklede vi en model for at beregne hvor meget karpefiskeyngel en typisk geddeudsætning teoretisk kan forventes at fjerne. Resultaterne fra denne konsumptionsmodel giver en mulig forklaring på hvorfor geddeudsætningerne sjældent har slået an. Modellen illustrerer nemlig at konsumptionens omfang (og dermed udsætningens succes) er meget følsom overfor geddeynglens overlevelse og vækst, samt, i mindre omfang,

udsætningstidspunktet og væksten hos karpfiskeynglen. Disse forhold betyder at gedderne sandsynligvis kun i sjældne tilfælde får spist det karpfiskeyngel der er nødvendigt for at forbedre miljøtilstanden i søen mærkbart. Dette argument gennemgås mere detaljeret i det følgende.

For at kunne afgøre om den estimerede konsumtion er tilstrækkelig til at gøre en forskel for søens vandkvalitet, er det nødvendigt at have viden om hvor høj tæthed af karpe-fiskeyngel en sø kan indeholde, uden det får en negativ indvirkning på søens miljøtilstand. I den forbindelse peger udenlandske undersøgelser på, at tætheden af karpfisk (både yngel og ældre fisk) ikke må overstige 2.000-10.000 fisk ha⁻¹ (Perrow *m.fl.*, 1999; Hietala *m.fl.*, 2004). Ved højere tætheder vil karpfiskene formodentlig kunne nedgræsse søens dyreplankton, og vandet vil blive uklart. Følgelig er det rimeligt at antage at karpfiskeynglen minimum skal reduceres til et tilsvarende niveau (2.000-10.000 individer pr. ha). For at kunne afgøre om den estimerede konsumtion er tilstrækkelig, er det også nødvendigt at kende produktionen af karpfiskeyngel, men desværre findes der ikke mange undersøgelser over produktion og rekruttering af karpfisk i lavvandede søer.

- 1) Det første estimat tager udgangspunkt i amternes overvågningsdata af tætheden af karpfiskeyngel fra 7 forskellige søer (middeldybde < 3 meter, TP > 0,1 mg/l) (Torben Lauridsen, DMU, personlig kommentar). Disse data peger på, at tæthederne i starten af juli i lavvandede uklare søer ligger på omkring 0,87 karpfiskeyngel m⁻³. Dette kan regnes om til ca. 20.000 ha⁻¹, hvis vi antager, at vores ”gennemsnitssø” er 2,3 meter dyb (tabel 1). Hvis vi samtidig antager, at den gennemsnitlige øjeblikkelige dødsrate for karpfiskeyngel pr. uge er 0,197 (Mills, 1991) kan tætheden af karpfiskeyngel omkring klækningen ca. 8 uger tidligere estimeres til ca. 100.000 individer pr. ha.
- 2) Et andet estimat tager udgangspunkt i ægproduktionen hos skaller i Udbyover Sø. I 1997 og 1998 blev denne estimeret til 600.000 pr. ha (Skov *m.fl.*, 2002) Hvis vi antager en overlevelse fra æg til yngel på 50 % (Mills, 1991) vil tætheden af skalle-yngel i tiden efter klækningen være omkring 300.000 pr. ha.
- 3) I forbindelse med en evaluering af geddeudsætninger som et værktøj i biomanipulation i Holland vurderede Grimm (1989) at udsatte gedder skal spise omkring 1,2 million yngel pr. ha. for reducere mængden af karpfiskeyngel betydeligt.
- 4) I den nydannede Oldenor Sø på Als blev der i 1995 estimeret en tæthed af skalle-yngel i august måned på 250.000 individer pr. ha (DFU, upubliceret data). Under antagelse af, at den gennemsnitlige øjeblikkelige dødsrate for karpe-fiskeyngel pr. uge er 0,197 (Mills, 1991), kan vi udregne tætheden af karpfiskeyngel omkring klækningen ca. 12 uger tidligere til ca. 2.900.000 individer pr. ha.
- 5) I år 2000 blev Hanebjerg Sø (2.1 ha) ved Gisselfeld Gods tømt for vand og alle fisk blev indsamlet og optalt. Dette skete som et led i en undersøgelse af forskellige fiskeredskabers effektivitet. I den forbindelse blev også tætheden af karpfiskeyngel (udelukkende skaller) opgjort. Søen blev tømt i oktober måned og på det tidspunkt var der omkring 52.000 stk. skalle-yngel pr. ha i

søen (DFU, upubliseret data). Antager vi igen en ugentlig dødelighed på 0,197 (Mills, 1991) udregnes tætheden 20 uger tidligere omkring 2.800.000 skalleyngel pr. ha.

Konsumptionsmodellen peger på, at uanset hvilke af de ovenstående estimater der anvendes som estimat for produktion af karpefiskeynglen, vil en gennemsnits-geddeudsætning (1000 gedder ha⁻¹) kun under specielle forhold føre til en tilstrækkelig reduktion af karpefiskeynglen (Tabel 8). Kun hvis vi således anvender de to laveste estimater for karpeyngeltætheden (100.000-300.000), vil gedderne kunne gøre en forskel i 3-15 af de 36 opstillede scenarier. Fælles for disse scenarier er at gedderne skal have høj overlevelse og generelt udsættes timet i forhold til klækningen af karpefiskeynglen. Anvender vi i stedet de resterende estimater for produktionen af karpefiskeyngel (dvs. > 300.000 individer pr. ha) er geddernes teoretiske konsumtion ikke tilstrækkelig til at kunne reducere karpefiskeynglen nævneværdigt.

Den store variation mellem estimaterne for karpefiskeynglens rekruttering er bemærkelsesværdig, men ikke overraskende. Det er nemlig kendt for karpefisk, at en relativ høj temperatur i ugerne efter klækning medfører bedre vækst og bedre overlevelse (Mills, 1991), og der kan derfor være betydelige, vejrafhængige rekrutteringssvingninger mellem forskellige år. Det kan i den forbindelse også argumenteres at søer hvor geddeudsætninger som et værktøj i sørestaurering vil være relevant, oftest vil være søer eutrofe søer, hvor produktionen af karpefiskeyngel er høj sådan som det er set i hollandske søer (f.eks. Meijer *m.fl.* 1999). Desuden er det også set at rekrutteringen forøges betydeligt hvis der samtidig med udsætningen af gedder også opfiskes og fjernes ældre karpefisk, (Jeppesen & Sammalkorpi, 2002) (afsnit 6.1.1.). En samlet konsekvens af disse forhold kan være, at det nærmere er de højeste estimater for karpefiskeyngel-produktionen fremfor de lave estimater som typisk findes i de søer hvor der udsættes geddeyngel. Er dette tilfældet, har effekten af geddeudsætninger som de typisk har foregået i Danmark, formodentlig kun i sjældne tilfælde været tilstrækkelig til at fjerne betydelige mængder af karpefiskeyngel.

Modellen illustrerer, at selv en forholdsvis lille forskydning i udsætningstidspunktet af gedderne i forhold til klækningen af karpefiskeynglen (f. eks. 10 dage) kan have betydelig effekt på konsumtionen. Det understreger vigtigheden af at introducere gedderne til søen så tæt på tidspunktet hvor de første karpefisk klækker. I praksis er dette dog svært, idet det er kendt, at forskellige karpefisk gyder på forskellige tidspunkter. F.eks. gyder brasen normalt noget senere end skaller (Nunn *m.fl.*, 2002). I samme forbindelse er det vist, at der også inden for arter kan være gydning ad flere omgange (Noges & Jarvet, 2005). Samlet betyder dette, at et optimalt ”timet” udsætningstidspunkt kan være svært at ramme, og at specifik viden om gydetidspunkter og artsammensætning for den enkelte sø er nødvendig for at time udsætningen optimalt. I den forbindelse gennemførte Viborg Amt i 2003-2004 forsøg med at finde geddeynglens optimale udsætningstidspunkt i forhold til klækningen af karpefiskeynglen. Man udlagde i den forbindelse egnede gydesubstrater for karpefiskene (granris og lyngris) i Viborg Sønderø, og gennem regelmæssige kontrolbesøg forsøgte man at fastlægge gydetids-punkterne for søens karpefisk. Resultaterne fra forsøget er endnu ikke afrapporteret, men metoden synes umiddelbart anvendelig.

Geddeynglen i de otte forsøgssøer levede overraskende sjældent af fiskebytte, hvilket er en betydelig hindring for at biomanipulation igennem geddeudsætning kan have den ønskede effekt. Dette kom også til udtryk i modellen, hvor sandsynligheden for at en gedde til en given længde var rovfisk var inkorporeret. Hvis modellen i stedet antog at alle gedder til enhver tid var rovfisk, ville konsumtionen hos en ”gennemsnits-” geddeudsætning øges fra 46.000-125.000 til 250.000- 600.000 karpefiskeyngel pr. ha.(data ikke vist).

Modellen viste at en øget udsætningsstørrelse har betydning for konsumtionspotentialet. En forøgelse af udsætningslængden fra 28 til 50 mm vil resultere i en forøgelse af konsumtionen med næsten en faktor 3. En øgning i størrelsen af de udsatte gedder vil samtidig medføre at antallet af scenarier hvor en ”gennemsnits-” geddeudsætning i teorien vil have en effekt, alt efter produktionen af karpefiskeyngel (100.000-300.000 pr. ha) vil øges fra 3-15 til 14-29 ud af 36 (Tabel 9). I den forbindelse har modellen ikke taget højde for at en øget udsætningsstørrelse formodentlig vil forøge overlevelsen (resultater fra nærværende rapport samt fra McKeown *m.fl.*, 1999; Neal *m.fl.*, 1999 og Brooks *m.fl.*, 2002), hvorfor scenarierne med lav overlevelse måske vil være sjældne, og geddernes effekt derfor endnu større. Noget tyder således på, at der kan opnås en bedre effekt gennem udsætning af større geddeyngel. Det skal dog understreges, at selvom udsætning af større gedder formodentlig betyder højere konsumtion i forhold til de mindre gedder, som oftest er anvendt hidtil, vil der ifølge modellen stadig være betydelig risiko for at udsætningerne ingen effekt har. Overstiger rekrutteringen af karpefiskeyngel f.eks. 200.000 individer pr. ha, vil selv større gedder kun kunne gøre en forskel i ca. halvdelen af de opstillede scenarier (Tabel 9). Det bør nævnes, at der kun i få tilfælde er gjort forsøg med at udsætte større geddeyngel, hvilket skyldes en kombination af økonomiske overvejelser og produktionstekniske vanskeligheder. Produktionen af større gedder er langt vanskeligere end produktionen af gedder på 20-30 mm. Stykprisen pr. 50 mm gedde vil derfor ligge betydeligt over stykprisen for en 28 mm gedde.

Der er en række forbehold og antagelser i modellen som kan diskuteres. F.eks. ligger det implicit at gedderne alene skal ”varetage” reduktionen af karpefiskeyngel. Dette er måske ikke så usandsynligt endda, da prædation normalt er den vigtigste dødelighedsårsag blandt karpefiskeyngel (Mills, 1991), men det er klart at prædationen kan komme fra en række andre dyr som f.eks. andre rovfisk og fugle, hvilket vil overestimere den konsumtion fra gedderne som reelt er nødvendig. I eutrofe søer kan det dog argumenteres at både en almindelig rovfisk som aborren, såvel som fugle generelt, vil have reducerede jagtbetingelser på grund af søens grønne og uklare vand. I netop eutrofe søer vil gedde (og sandart, hvis den findes i søen) derfor være den vigtigste prædator på karpefiskeynglen.

Modellens opbygning medfører også, at udsætningstætheden kan have stor betydning for den samlede konsumtion, således at en øget udsætningstæthed vil medføre øget konsumtion. Dette fænomen kan dog ikke umiddelbart bekræftes ud fra observationerne i forsøgssøerne, idet der generelt set ikke skete en forøgelse af geddeyngeltætheden ved øget udsætningstæthed (afsnit 6.2.6.). I lighed med dette er det sandsynligt at kannibalisme blandt gedderne kan medføre en automatisk regulering af deres tæthed, og det således er mængden af egnede levesteder for gedderne frem for udsætningstætheden, som bestemmer tætheden af gedderne og

dermed også overlevelsen blandt den udsatte geddeyngel (Craig, 1996 og referencer heri; se også afsnit 6.2.6). Dette forhold er ikke indbygget i modellen.

Omsætningskonstanten, dvs. hvor mange gram føde en gedde skal æde for at tage et gram på, har betydning for den beregnede konsumtion: Jo højere omsætningskonstanten er, jo mere vil gedderne konsumere ifølge modellen. Omsætningskonstanten hos gedder kan variere efter bl.a. vandets iltindhold og temperatur og geddens størrelse. Således fandt Wieser & Medgyesy (1991) omsætningskonstanter mellem 1,9-2,7, Adelman & Smith (1970) fandt en omsætningskonstanter omkring 2,3 mens Adámek & Opacak (2005) fandt en omsætningskonstant på 6,93. I modellen har vi brugt et intermediært estimat på 3,2 (Svirskaya & Ivanova, 1990), idet dette estimat er baseret på gedder mellem 0,6 g og 65,6 g som blev fodret med fisk ved temperaturer mellem 16 og 24 C, hvilket er sammenligneligt med forholdene under hvilke denne undersøgelse er lavet.

Ved udregningen af konsumtionen antager modellen at fødegrundlaget hos en fiskespisende gedde udgøres udelukkende af fisk. Dette var dog kun tilfældet i 52 % af de fiskespisende gedder analyseret i nærværende rapport. I de resterende 48 % havde gedderne en blandet diæt af fisk og andet, typisk invertebrater. Dette medfører at konsumptionsmodellen har en tendens til at overestimere antallet af konsumeret karpeskeyngel.

Et andet forhold, som også kan medføre at geddeynglens konsumtion rent faktisk er mindre end modellen udregner, er modellens antagelse om at karpeskeynglens vækst (målt som biomasse) er eksponentiel. Dette er nemlig ikke altid tilfældet. F.eks i Stigsholm Sø (Risholt, 2002) og i Udbyover Sø i 1996 (Skov, 1997) var længde tilvæksten hos skalle yngel tilnærmelsesvis lineær og under sådanne forhold kan biomasse-tilvæksten bedst forklares med en power funktion fremfor en eksponentiel funktion. Skalle yngel med en biomasse-tilvækst som beskrives med en power funktion vil især i den første del af vækst-sæsonen veje mere end et skalle yngel med tilsvarende længde som har en biomasse tilvækst som er eksponentiel. I søer hvor karpeskeynglens biomasse tilvækst sker som en power funktion vil geddeynglen derfor konsumere betydeligt færre karpeskeyngel. Modellen peger således på at konsumtionen hos en ”gennemsnits”-geddeudsætning vil blive reduceret fra ca. 46.000-125.000 til ca. 11.000-57.000 karpeskeyngel hvis karpeskeynglens vækstmønster sker som en power funktion (data ikke vist).

Sammenfattende peger resultaterne fra konsumptionsmodellen på at man kun i ganske få tilfælde kan forvente at geddeudsætninger, sådan som de har foregået i Danmark i en årrække, kan have en afgørende effekt på tætheden af karpeskeyngel. Kun under de rette forhold, hvor overlevelsen blandt de udsatte gedder er betydeligt over gennemsnittet og/eller hvis gedderne vokser meget hurtigt, og/eller gedderne udsættes præcis når karpeskeynglen klækker, er det muligt at få en betydelig reduktion af karpeskeynglen. En udsætning af større gedder vil i teorien øge chancerne for en succesfuld udsætning med tilstrækkelig konsumtion. Dette antager dog at tætheden af karpeskeyngel i en typisk dansk sø svarer til de mindste estimater, vi anvendte i modellen. Anvender vi i stedet de estimater, som peger på at konsumtionen pr. ha skal overstige 1,2 million karpeskeyngel, viser modellen at det er højst usandsynligt, at en geddeudsætning vil resultere i den nødvendige reduktion af karpeskeynglen. En større viden om tætheder, klækningstidspunkter og vækstmønstre for karpeskeyngel i danske søer er således nødvendig for mere præcist at kunne forudsige om geddeyngeludsætninger vil kunne medføre tilstrækkelig reduktion af karpeskeynglen.

6.1.4 Betydningen af søers næringsindhold for geddeynglens effekt

Det er ofte søens mængde af næringsstoffet fosfor, som spiller den største rolle for om et biomanipulationsindgreb har en blivende effekt. Er fosforniveauet for højt vil planteplanktonet have optimale vækstbetingelser, og søen vedblive med at være grøn og uklar (Jeppesen & Sammelkorpi, 2002).

Hvis biomanipulation skal have en blivende effekt peger flere undersøgelser på at fosforindholdet i søen om sommeren ikke måtte overstige 50-100 µg P/l (Jeppesen & Sammelkorpi, 2002). I langt de fleste af de 47 søer, som indgår i denne undersøgelse, inklusiv enkelte af de 8 søer (Udbyover Sø, 1999 og Gødstrup Sø, 2002) som indgik i udsætningsforsøgene var fosforniveauet således for højt til at de evt. positive opnåede effekter kunne forventes at være blivende (se tabel 2). I forlængelse heraf er det en mulighed at fosforniveauerne i nogle af de undersøgte søer har været for høje til at en eventuel betydelig reduktion af karpefiskeynglen vil medføre en forbedring i søernes vandkvalitet således som det diskuteres ovenfor, og effekten af geddeudsætningerne derfor underestimeres. Udsætningerne i Lyngsø (Berg *m.fl.*, 1997) taler dog imod dette argument. I Lyngsø var det nemlig muligt at afspejle en effekt af geddeudsætninger i søens vandkvalitet på trods af et fosforniveau langt over de 50-100 µg P/l, hvilket støtter validiteten af de data som blev indsamlet i nærværende undersøgelse.

6.1.5 Ny viden om søers økologi og behovet for sørestauration

Den nyeste viden indenfor søøkologien kan komme til at spille en rolle for den fremtidige strategi for restaureringstiltag i danske søer. Hidtil har man antaget at søer, som er endt i en grøn og uklar tilstand, i vid udstrækning fastlåser sig selv i denne tilstand på grund af biologiske og kemiske mekanismer. Det betyder blandt andet, at selv om nærings-indholdet i søen reduceres til et niveau, hvor søer ellers ofte optræder klarvandede (50-100 µg tp/l), kan en uklar sø vedblive at være uklar, og først efter en lang årrække blive klarere. Fiskesammensætningen spiller en stor rolle i denne fastlåsnings (Jeppesen & Sammelkorpi, 2002), og biomanipulation i form af at ændre fiskesammensætningen gennem opfiskning af fredfisk og udsætning af rovfisk er tænkt som en metode hvormed man kan "skubbe" søen fra den uklare tilstand til den klarvandede tilstand.

En nylig analyse af en række "umanipulerede" danske og udenlandske søer peger imidlertid på at uklare søer ikke altid er så fastlåste, som hidtil antaget. I stedet ser det ud til at søernes vandkvalitet og fiskesammensætning forholdsvis hurtigt og glidende indretter sig efter søens næringsindhold, hvilket samtidig betyder at søerne er i stand til at restaurere sig selv hurtigere end hidtil antaget. Hvor man før antog, at det uden indgriben var nødvendigt at vente en lang årrække før en uklar sø ville klare op, tyder meget nu på at søen "kun" behøver 5-15 år inden den klarer op "ved egen hjælp" (Jeppesen *m.fl.*, 2005a; Jeppesen *m.fl.*, 2005b) Denne viden udfordrer fremtidens forvaltning og herunder restaurering af danske søer. Der vil formodentlig stadig være uklare søer, hvor en biomanipulation kan være aktuel for at fremskynde opklaringsprocessen, men det bør i hvert enkelt tilfælde nøje overvejes om en ønsket restaurering skal accelereres gennem brugen af biomanipulation, eller om det er muligt at søen bliver klarvandet af sig selv indenfor en acceptabel tidshorison.

6.2 Geddernes overlevelse og tæthed

En af årsagerne til at der i de danske søer tilsyneladende kun er få eksempler på at den udsatte geddeyngel har haft en effekt kan være, at deres overlevelse var dårlig. Resultaterne fra nærværende udsætningsforsøg peger på at overlevelsen kan variere mellem 1 og 30 % i de 4-6 første uger efter udsætningen. Disse tal matcher overlevelses-estimer fundet i andre sammenhænge: Grønkjær *m.fl.*, (2004) udsatte geddeyngel i en opstemmet sø i maj måned. I juli blev søen tømt for vand og overlevende gedder opgjort. Her lå overlevelsen mellem 2 og 26 % alt efter udsætningstidspunktet (Grønkjær *m.fl.*, 2004). Prejs *m.fl.* (1994) udsatte geddeyngel i en lavvandet polsk sø på 11 ha. Gedderne havde tilsyneladende god succes, idet karpeskeynglen i søen efterfølgende blev mærkbart reduceret. Geddeudsætningerne foregik på tilsvarende vis som det er praksis i Danmark. Prejs *m.fl.* (1994) argumenterer at 80-90 % af smågedder (totallængde 30 mm) udsat i maj (3.200 ha^{-1}) i deres forsøg overlevede frem til slutningen af juli, og at smågeddernes dødelighed var størst fra august og frem mod vinteren. I oktober fandt Prejs *m.fl.* (1994) således en overlevelse på ca. 1 %. Resultaterne fra nærværende undersøgelse er langt fra i overensstemmelse med dette, idet vi så betydelige dødeligheder allerede indenfor de første uger efter udsætningen. Raat (1990) fandt også en høj overlevelse (66 % fra maj til november) under kontrollerede forhold, mens Van Donk *m.fl.* (1989) fandt overlevelser mellem 6 og 19 % i tiden fra udsætning i maj til året efter. I deres studie blev der sat gedder ud to år i træk (udsætningslængde 40 mm, udsætningstæthed 1600 pr. ha). Den laveste overlevelse var i det andet år, og forfatterne argumenterer at dette skyldes prædation fra gedderne udsat det første år (Van Donk *m.fl.*, 1989). I et fransk udsætningsforsøg i små damme fandt Bry & Souchon (1982) en gennemsnitlig overlevelse på 29 % efter 50 dage. I et tilsvarende engelsk forsøg fandt Wright & Giles (1987) at gedder udsat i maj eller/og i slutningen af juni havde en gennemsnitlig overlevelse på 0,5-43 % efter 7 uger og 0,5-11 % efter 6 måneder alt efter udsætningstæthed. Samlet set er overlevelsesestimerne fundet i dette eksperiment således i overensstemmelse med de fleste udenlandske estimer, omend de i enkelte tilfælde er noget lavere.

Nærværende undersøgelse forsøgte også at finde mulige forklaringer på den meget varierende overlevelse observeret blandt udsætningsgedderne. Disse blev søgt ud fra både overlevelsesestimatet samt det mere ligefremme tæthedsestimat for den samlede fangst af geddeyngel (udsatte og naturlige). Forskellen mellem overlevelsesestimatet og tæthedsestimat er, at mens analyserne for overlevelse specifikt angår de udsatte gedder, så vedrører tæthedsestimatet den samlede geddetæthed og kan dermed bruges til at vurdere overordnede bestandsregulerende faktorer for smågedder. Samtidig er tæthedsestimatet fri for overlevelsesestimatets antagelser (se diskussion af disse side 13-14), som kan medføre en ekstra variation på data og dermed evt. sløre svage, men biologisk relevante effekter. De to estimer giver derfor på hver sin måde indblik i potentielle regulerende faktorer for overlevelse af geddeyngel, og dermed udfaldet af en udsætning.

Flere faktorer så ud til at relatere til tætheden af geddeynglen i søerne. Disse sammenhænge var næsten udelukkende gældende i de første uger (maj/juni) efter udsætningen.

6.2.1 Temperatur.

Den gennemsnitlige vandtemperatur i tiden lige efter udsætningen (maj/juni) så ud til at spille en afgørende rolle for tætheden af gedder, således at jo varmere vandet var, jo mere geddeyngel blev der fanget. Det er kendt fra udenlandske undersøgelser, at årgangs- styrken og dermed geddeynglens overlevelse øges med vandtemperaturen (Craig, 1996 og referencer heri). En mulig forklaring på dette forhold er, at individets vækst optimeres i det varmere vand, og fisken derfor hurtigere bliver mindre sårbar overfor prædation. Dette gælder især, hvis de potentielle rovfisk har en begrænset mundstørrelse, som f.eks. hos aborre. Ved en hurtig vækst bliver geddeynglen således hurtigere for stor til, at de fleste aborrrer kan gabe over dem.

6.2.2 Prædation fra aborrrer og ældre gedder

Ud over temperaturen så det ud til, at også tætheden af større rovfisk påvirkede overlevelsen og tætheden af de udsatte gedder. Undersøgelsen peger således på, at der fås en bedre overlevelse/højere tæthed af geddeyngel i tiden efter udsætningen, hvis der er færre aborrrer og færre ældre gedder i bredzonen.

Kannibalisme er kendt fra både danske og udenlandske undersøgelser af geddens fødevalg (f.eks. Grimm & Klinge, 1996; Grønkjær *m.fl.*, 2004) og kan således forklare den negative korrelation imellem tætheder af geddeyngel og ældre gedder. Hollandske undersøgelser har f.eks. peget på at tætheden af geddeyngel øges, når tætheden af større gedder (>41 cm) reduceres (f.eks. Grimm & Backx, 1990), og i nogle sørestaurerings-projekter har man derfor aktivt reduceret mængden af større gedder inden udsætning af geddeyngel (f.eks. Van Donk *m.fl.*, 1989, Prejs *m.fl.*, 1994).

Tilsvarende er det muligt, at geddeynglen i tiden efter udsætningen også ædes af større aborrrer. Normalt antager man, at aborrrer først bliver rovfisk, når de når en størrelse på omkring 15 cm (Craig, 1987), men det er vist, at aborrrer under visse omstændigheder kan være rovfisk længe inden de når 15 cm (Craig, 1987; Mehner *m.fl.*, 1996). Det er således en mulighed, at små aborrrer i bredzonen også har haft en reducerende effekt på antallet af de nyudsatte gedder. Det ser endvidere ud til, at det især er i de første uger efter udsætningen, at de små gedder ædes af rovfiskene, idet der ingen sammenhæng var mellem overlevelse og tætheden af rovfiskene i juli/august. Selv om det er muligt at geddeynglen reguleres af rovfisk, skal der tages visse forbehold. Tætheden af de ældre gedder i bredzonen afhang i nogen grad af vandtemperaturen ($r_s = -0,44$; $p=0,14$), således at jo varmere vandet var, jo færre ældre gedder var der i bredzonen. Det kan derfor ikke fuldstændig afvises, at sammenhængen mellem geddeynglens overlevelse og tætheden af ældre gedder er et artefakt af temperaturens indflydelse på ældre geddens valg af levested. I modsætning hertil var sammenhængen mellem overlevelse af geddeynglen og tætheden af aborrrer i bredzonen ikke influeret af temperaturen.

Det var også interessant, at geddeynglens vækst tilsyneladende var dårligere, når der var mange ældre gedder i bredzonen. Igen må vi have sammenhængen mellem tætheden af ældre gedder og vandtemperaturen in mente, idet det også her er muligt at sammenhængen mellem geddeynglens vækst og tætheden af ældre gedder er et artefakt bestemt af temperaturen. På den anden side er det absolut sandsynligt, at geddeynglens vækst virkelig hæmmes af prædationstruslen fra de ældre gedder. Dette kan skyldes, at geddeynglen tager færre chancer i forbindelse med fødesøgning når de samtidig risikerer selv at blive spist, således som det er vist for både gedde og andre

fiskearter. F.eks. peger svenske undersøgelser på, at gedder som er uden risiko for at møde andre gedder foretrækker større bytteemner (Nilsson *m.fl.*, 2000), spiser oftere og indtager mere mad pr. måltid (Nilsson, pers. com.). Tilsvarende har en finsk undersøgelse vist, at små gedder spiser sjældnere, når de er under risiko for at blive ædt af andre rovfisk (Lehtiniemi *m.fl.*, 2005). Det er således muligt at en høj tæthed af potentielle rovfisk ikke blot begrænser overlevelsen af de udsatte gedder, men også mindsker geddeynglens fødesøgning og dermed deres samlede reduktion af karpeskeynglen.

6.2.3 Vandets sigt

Geddernes evne til at æde antages traditionelt at være afhængigt af synet, og visse undersøgelser peger på at gedder har sværere ved at finde føden i uklart vand (Craig & Babeluk, 1989; Raat, 1990; Moss *m.fl.*, 1996; Lehtiniemi *m.fl.*, 2005). Dog peger andre undersøgelser på at gedder kan finde føde i selv meget uklart vand. Danske undersøgelser har således vist, at små gedder i uklart vand med en sigt på bare 20 centimeter vokser mindst lige så godt som geddeyngel i klart vand (Skov *m.fl.*, 2002; 2003). En anden undersøgelse bekræftede dette og pegede desuden på, at gedder større end ca. 4-5 cm sagtens kan fouragere i fuldstændig mørke (Lindeborg, 2001). Undersøgelsen argumenterede for, at ikke bare synet, men også geddernes sideliniesystem spiller en rolle for geddernes evne til at fange bytte (Lindeborg, 2001).

På baggrund af de danske undersøgelser var det derfor en overraskelse, at geddeynglens tæthed i de undersøgte søer så ud til at være lavest i uklart vand, ligesom også væksten var dårligst i uklart vand. Der er dog flere mulige forklaringer på dette forhold. For det første var der en positiv sammenhæng mellem sigtet i vandet og vandtemperaturen ($r_s = 0,59$; $p < 0,05$). Både geddeynglens tæthed og den langsommere vækst i det uklare vand er derfor sandsynligvis influeret af, at vandtemperaturen i disse søer var relativ lav. Den anden forklaring hænger sammen med prædationstrykket fra ældre gedder og aborrer på geddeynglen, idet en ny tværgående analyse af den horisontale fordeling af fisk i danske søer peger på, at tætheden af aborrer og gedder i bredzonen øges i uklart vand (Jeppesen *m.fl.*, accepted). Tilsvarende så vi i nærværende undersøgelse at tætheden af ældre gedder i bredzonen var størst når vandet var uklart ($r_s = -0,66$; $N=12$; $P < 0,05$). Det er derfor muligt at prædationstrykket på de små gedder er større i det uklare vand. En finsk undersøgelse støtter denne mulighed idet den observerede, at små gedder som var under risiko for at blive ædt oftere søgte skjul når de var i klart vand, fremfor når de var i uklart vand (Lehtiniemi *m.fl.*, 2005).

En tredje forklaring relaterer sig til elektrofiskeriets fangsteffektivitet, der som tidligere nævnt muligvis reduceres i uklart vand. Dog foregik elektrofiskeriet i dette tilfælde normalt på så lavt vand, at der selv i de uklare søer var sigt til bunden, hvilket taler imod denne forklaring.

Endelig er det også muligt at geddernes horisontale fordeling forandres med vandets klarhed. Flere adfærdsforsøg udført i små kar har vist, at geddeyngel er mindre tilknyttet vegetationen når de lever i uklart vand, frem for når de lever i klart vand (Skov *m.fl.*, 2002; Lehtiniemi *m.fl.*, 2005). Dette kan muligvis forklare at der blev fanget færre 0+ gedder i vegetationen i undersøgelsens uklare søer.

6.2.4 Udsætningstidspunkt og samlet bidrag til årgangen af gedder

I langt de fleste søer var de udsatte geddeyngels bidrag til årgangen af søens geddeyngel betydelig (>60-70 %). Dette var selvfølgelig tydeligst i de søer, hvor der kun i begrænset omfang var gedder i forvejen og/eller hvor der ikke var reproducerende gedder (Hals Sø, Skt. Jørgen-søerne), men også i de fleste andre søer var bidraget markant. Dette er ikke nødvendigvis et udtryk for at det udsatte geddeyngel har haft en god overlevelse, men nærmere at det naturlige geddeyngel har haft en endnu dårligere overlevelse end de udsatte gedder. Tidligere undersøgelser har vist, at hvis geddeyngel udsættes så sent i perioden at søens naturlige geddeyngel er større end det udsatte, så er risikoen for at de nyligt udsatte gedder ædes af de naturlige gedder betydelig (Grimm & Klinge, 1996; Grønkjær *m.fl.*, 2004). Derfor ændrede DFU i 2002 proceduren for geddeudsætningerne. Udsætningsperioden blev således rykket til tidligere i perioden, for på den måde at undgå, at det naturlige geddeyngel var vokset ”forbi” de udsatte gedder. Den tidligere udsætning har sandsynligvis betydet at det således pludselig var de udsatte gedder, som nu var større end de naturlige gedder. Dermed er det nærliggende at tro at dominansen af de udsatte gedder beror på, at den naturligt gydte geddeyngel blev ædt af de udsatte gedder. Dette blev dog ikke bekræftet af maveundersøgelserne i nærværende undersøgelse, hvor kannibalisme kun blev observeret i få tilfælde. I forbindelse med kannibalisme skal maveanalyser dog behandles med en vis varsomhed, idet kannibalismen muligvis foregår indenfor et meget kort tidsrum (f.eks. Skov *m.fl.*, 2003) og derfor måske ikke opdages gennem maveundersøgelser, som oftest er baseret på fisk fanget på enkelte dage med flere ugers mellemrum.

6.2.5 Udsætningsstørrelse og variation i udsætningsstørrelse

En række udsætningsforsøg i små damme, foretaget af DFU i 1999 og 2000, pegede på at variationen i udsætningsstørrelsen kan spille en stor rolle for graden af kannibalisme mellem gedderne. Forsøgene viste, at jo større variation i geddernes størrelse ved udsætningen, jo færre gedder overlevede (Skov *m.fl.*, 2003). Dette forhold blev forstærket, når føden for gedderne var begrænset. På baggrund af udsætningsforsøgene valgte DFU i 2002 at indføre en praksis, hvor geddeopdrættere blev belønnet, hvis de var i stand til at levere gedder med en lav indbyrdes spredning i størrelse. Siden 2002 er der stort set kun blevet udsat gedder med lav størrelsesvariation, og det er derfor ikke overraskende, at geddernes overlevelse ikke så ud til at være relateret til spredning i udsætningsstørrelse. I stedet peger det mod at indsatsen, for at begrænse den potentielle dødelighed grundet størrelsesvariation, har båret frugt.

Til gengæld viste nærværende undersøgelse en sammenhæng mellem udsætningsstørrelsen og overlevelsen af geddeynglen. Det så ud til at gedder med en gennemsnitlig udsætningsstørrelse omkring 40 mm havde en næsten dobbelt så stor overlevelse i de første uger efter udsætningen sammenlignet med geddeyngel omkring 25 mm i gennemsnitlig udsætningsstørrelse. Disse tal skal dog behandles med en vis forsigtighed, idet der var en tendens til, at de største gedder i nærværende undersøgelse tilfældigvis blev udsat i søer, hvor prædationen fra især også større gedder var lav. Set i lyset af ovenstående diskussion (afsnit 6.2.5) af individets fordele ved en hurtig vækst giver det dog god mening at større udsætningsstørrelser skulle medføre bedre overlevelse, idet geddeynglen således allerede fra udsætningstidspunkt ikke trues af visse prædatorer, og dermed ikke først skal vokse ud af prædationstruslen.

6.2.6 Udsætningstæthed

I to af forsøgssøerne blev udsætningstætheden varieret. I Skt. Jørgen Sø Nord blev der i 2003 udsat ca. dobbelt så mange gedder som i 2002. Dette resulterede dog ikke i en forøget tæthed af geddeyngel i søen i hverken maj/juni 2003 eller senere i juli/august 2003. I Tillerup Sø blev udsætningsmængden tredoblet i 2003 sammenlignet med 2002. Først på sæsonen (maj/juni) kunne denne øgning muligvis spores i en fordobling af tætheden i maj/juni (CPUE 0,2 kontra CPUE 0,4), mens der ingen forskel var på geddetætheden mellem de to år senere på sæsonen (juli/august). Dette er i overensstemmelse med, at der på tværs af alle undersøgelsens søer ikke var noget, der tydede på, at øget udsætningstæthed fra 734 pr. ha til 4000 pr. ha resulterede i øget geddetæthed i hverken maj/juni eller juli/august. Dette taler for, at de enkelte søer har en maksimal bærekapacitet for geddeyngel og at ynglen, uanset udsætningstæthed, når ned på denne bærekapacitet kort tid efter udsætningen. Dette fænomen er også observeret i udenlandske søer (f.eks., Meijer *m.fl.*, 1995) Søens bærekapacitet er sandsynligvis bestemt af en række faktorer, som f.eks. prædationstryk, temperatur, søens vegetations-dækning og vegetationstyper

6.2.7 Vegetation

Det er veldokumenteret, at tilstedeværelsen af kant- og undervandsvegetation har betydning for, hvor stor en geddebestand en sø kan indeholde (Raaf, 1988; Grimm & Klinge, 1996). Det gælder også for geddeynglen, som ofte er tæt tilknyttet vegetationen, der både fungerer som skjul mod andre rovfisk og samtidig giver bagholdsskjul i forbindelse med fødeindtaget (Bry, 1996). Flere undersøgelser peger på, at overlevelsen af geddeyngel forringes, hvis der ingen skjul er til stede, der hvor de sættes ud (bl.a. Beyerle, 1973; Grimm & Klinge, 1996). Det var derfor noget overraskende, at der i nærværende undersøgelse ikke kunne findes en sammenhæng mellem overlevelsen og udbredelsen af det vegetationsdækkede område. Dette betyder formodentlig ikke at vegetationsdækningen er uden betydning, men snarere at nogle af de andre effekter (f.eks. prædation og temperatur) i denne undersøgelse overskyggede effekten af vegetations-dækning.

Det er dog ikke kun udbredelsen af vegetationen, men også plantedækkets karakter der har betydning for overlevelsen. I en dansk undersøgelse fandt DFU således, at forskellige plantetyper husede varierende mængder af geddeyngel, sandsynligvis afhængig af hvilken struktur de havde, dvs. hvor mange potentielle gemmesteder plantetypen indeholdt. Løst strukturerede vegetationstyper som f.eks. tagrør (få gemmesteder) husede således færre gedder end mere tæt strukturerede vegetationstyper (mange gemmesteder) som f.eks. vandplanten bukkeblad (Skov & Berg, 1999). Tilsvarende fandt nærværende undersøgelse, at der var en sammenhæng mellem den procentmæssige udbredelse af forskellige vegetationstyper og geddeynglens tæthed i månederne efter udsætningen. I søer med meget tagrør var tætheden tilsyneladende mindre end i søer som havde en stor udbredelse af vandpileurt. Undersøgelsen medtog kun de mest dominerende og gennemgående vegetationstyper, og giver således kun et groft billede af vegetations-typernes betydning. En svensk undersøgelse fandt tilsvarende, at geddeyngel i mindre omfang brugte tagrør som levested (Eklöv, 1997)

6.2.8 Levestedsforbedringer ved hjælp af grantræer

I et forsøg i Udbyover Sø viste Skov & Berg (1999), at det var muligt kunstigt at øge mængden af egnede gedde-levesteder ved at udlægge grantræer i søen. Dette blev senere anvendt i forbindelse med restaureringen af de Indre Søer i København, som foruden to af søerne fra nærværende undersøgelse (Skt. Jørgen Nord og Syd) udgøres af Peblinge Søen og Sortedam Nord og Sortedam Syd. Som nævnt i afsnit 5.1.2 er de fysiske forhold i de tre sidstnævnte meget specielle, idet der ingen bredzone findes i søerne, der i stedet er omkransede af bolværker. Mindste vanddybde i de tre søer er ca. 50 cm. Den overordnede konklusion på de to års forsøg med udlægningen af grantræer som skjul til geddeynglen var, at i søer med en naturligt udformet bredzone og evt. anden vegetation, kan kunstige skjul være et supplement til de naturlige skjul. I Skt. Jørgen-søerne (2002) brugte geddeynglen således grantræsskjulene på lige fod med andre levestedstyper i søen (Skov & Berg, 2003), hvilket var i tråd med resultaterne fra Udbyover Sø 1997 (Skov & Berg, 1999). I de søer, der var omkranset af bolværker (Peblinge Sø og Sortedams-søerne), sås stor dødelighed på trods af de udlagte skjul (Skov & Berg, 2003; Olsen *m. fl.*, 2004) og det lykkedes altså ikke ved hjælp af grantræsskjulene at opretholde en stor bestand af geddeyngel over sommeren. DFU har flere teorier for den store dødelighed af geddeyngel i søerne som overordnet set var uafhængig af de udlagte skjul. Blandt andet pegede et forsøg i 2004 på, at det er vigtigt at udlægge skjulene på helt lavt vand (< 50 cm), idet det lave vand sandsynligvis fremmer overlevelsen af de små gedder, fordi de hermed undgår at blive spist af søens aborrer (Olsen *m. fl.*, 2005).

6.2.9 Geddeynglens overlevelse og tæthed: opsummering

Geddeyngel udsat i 8 lavvandede og uklare søer 1-2 år i træk havde en gennemsnitlig overlevelse de første 4- 6 uger på ca 16 % og senere på sæsonen (juli/august) på omkring 4 %. Sammenlignet med udenlandske forsøg var overlevelsen i nogle tilfælde lav, men den svarede til overlevelsen observeret i et tidligere dansk forsøg. Prædation fra ældre gedder og aborrer er en sandsynlig forklaring på den lave overlevelse, men også vandtemperatur, vandets sigt, udsætningsstørrelse og tilgængeligheden af egnede skjul så ud til at spille en rolle for overlevelsen af de udsatte gedder og tætheden af geddeyngel generelt (både udsatte og naturlige).

6.3 Geddeyngel som rovfisk

Ud over den lave overlevelse hos det udsatte geddeyngel, spiller geddernes fødevalg også en betydelig rolle i geddernes tilsyneladende begrænsede succes med at få reduceret karpeskeynglen. I de søer der indgik i udsætningsforsøgene, levede gedderne nemlig i langt mindre omfang end forventet af karpeskeyngel. I den første tid efter udsætningerne var gedderne kun i begrænset omfang rovfisk, men levede af især af zooplankton og invertebrater. Først når gedderne nåede en størrelse omkring 10 centimeter levede de hovedsageligt af fisk. Tidligere undersøgelser har ellers vist, at gedder ned til 20 mm fanger og spiser fiskeyngel (Frost, 1954). Ligeledes viste et forsøg udført af DFU i 2002 at geddeyngel på 20-47 mm rent faktisk foretrak at spise fiskeyngel (brasen og helt) frem for zooplankton og små krebsdyr (*Gammarus pulex*), såfremt fiskeynglen var til stede og tilgængelig (Gramkow, 2004). Derfor var det forventeligt, at geddeyngel som blev udsat i søer med en ekstrem tæt bestand af karpeskeyngel, således som der forventes at være i søer der biomanipuleres, hovedsageligt vil leve af disse. Dette så ikke ud til at holde stik i de undersøgte søer.

En mulig forklaring på geddernes manglende succes som prædatorer på karpefiskeynglen kan være at karpefiskene er gode til at gøre sig utilgængelig for gedderne. Et forsøg der over en årrække bl.a. analyserede den horisontale fordeling af skalleyngel og gedder i en lavvandet sø viste, at tætheden af skalleyngel i en sø godt kan være høj, samtidig med at geddernes adgang til dem er lav. Undersøgelsen demonstrerede, at de små skaller opholdt sig i åbent vand mens gedderne foretrak i bredzonen, og skalleynglen var dermed svært tilgængeligt som føde for geddeynglen (Skov, 2002; Skov *m.fl.*, 2003). Desuden pegede undersøgelsen på, at når skalleynglen er nyklækket er de mere tilgængelige for gedderne, idet de i den første tid efter klækning er ganske immobile og derfor et let bytte. Dette blev også bekræftet i enkelte af de undersøgte søer, hvor der tidligt på sommeren pludselig var en dominans af ganske små karpefisk i geddernes maver, hvorefter karpefiskene igen blev afløst af invertebrater som de dominerende fødeemner. Observationer af skalleyngels mobilitet foretaget i forbindelse med denne undersøgelse viste tilsvarende at skalleynglen allerede ved en længde på 10-12 mm er forbløffende mobile og hurtige. Udover at illustrere hvorledes geddeynglen måske har svært ved at fange karpefiskeynglen, så understreger dette at en perfekt udsætningstiming kan optimere effekten af geddeudsætninger, idet en udsætning præcis omkring skalleynglens klækningstidspunkt kan resultere i høj tidlig prædation.

Tilsyneladende ser det ud til at geddeyngel har nemmere ved at fange og dermed kontrollere hundestejler frem for karpefiskeyngel. I Hals Sø 2002 var nipiggede hundestejler (*Pungitus pungitus*) den dominerende fiskeart i bredzonen, og netop i den sø var geddeynglen rovfisk fra det øjeblik, de blev sat ud. Dette forhold blev dog muligvis forstærket af, at de nyudsatte gedder ikke selv var under prædationspres fra ældre gedder og aborrer i den nydannede sø.

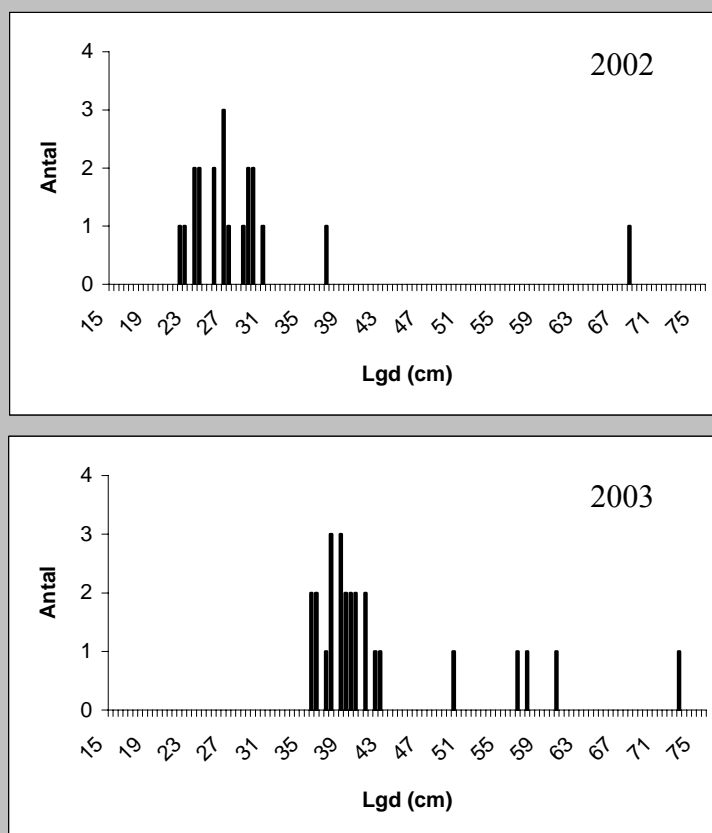
I forbindelse med undersøgelsen udførtes også et eksperiment med det formål at beskrive om der var bestemte tidspunkter på døgnet, hvor gedderne oftere var rovfisk end andre. Baggrunden var, at udenlandske undersøgelser har peget på, at byttefisk måske er mere sårbare omkring skumring, idet deres forsvarsmekanismer overfor rovfisk delvis sættes ud af funktion (Dobler, 1977). Det blev derfor undersøgt om geddeynglen jager og spiser flere fisk på andre tidspunkter af døgnet end det almindelige tidspunkt for vores indsamling til maveanalyser (typisk klokken 9-15), og om denne rapportes resultater derfor undervurderede geddernes prædation på karpefiskene over døgnet. Forsøget viste dog, at der kun var få forskelle i fødesøgning over døgnet, men at der var en tendens til at gedderne spiste flere fisk omkring solopgang og midt på dagen (Gramkow, 2004). Således bekræfter forsøget, at vores undersøgelser af geddeynglens fødevalg er troværdige.

6.4 Udsætning i nydannede søer og som bestandsophjælpning

Nærværende undersøgelse peger på en række tilfælde, hvor udsætning af gedder har styrket geddebestanden i søerne. Således peger både den tværgående analyse af de 47 søer, hvor der er foretaget geddeudsætninger samt udsætningsforsøgene på, at udsætning i nydannede søer eller søer hvor der i forvejen er meget få gedder, kan give synlige effekter på fiskesammensætningen enten i form af en reduktion i antallet af hundestejler eller skalleyngel eller i en markant forøgelse i geddetætheden. Søer som Oldenor på Als, Skt. Jørgen-søerne i København og Hals Sø på Djursland er eksempler på dette. I Hals Sø pegede meget på, at de udsatte gedder spillede en

betydelig rolle for eliminationen af hundestejler, som skete i søen umiddelbart efter den første udsætning i 2002 (Boks 6.4).

Boks 6.4.



Geddeudsætning i Hals Sø

Hals Sø blev gendannet i 2000/2001 som et af de først gennemførte VMP II-projekter i landet. I den forbindelse ønskede Århus Amt at udsætte geddeyngel i søen for hurtigere at få skabt en stabil og balanceret fiskebestand med en god bestand af rovfisk. Udsætningerne foregik i 2002 og 2003 (ca. 1000 ha⁻¹), men det var tilsyneladende kun den første udsætning som etablerede sig. Ovenstående figurer viser størrelsessammensætningen af gedder registreret ved standardiseret garnfiskeri om efteråret i 2002 (top) og 2003 (bund). Det ses at fangsten i 2003 næsten udelukkende udgøres af gedderne udsat i 2002 som er vokset fra en gennemsnitsstørrelse på sidst i tyverne til omkring 40 centimeter. Vi tror dette er et udtryk for at gedderne fra udsætningen i 2003 er blevet spist af gedderne fra 2002.

Geddernes effekt på fiskesammensætningen

Efterfølgende udsætningen i 2002 forsvandt hundestejlerne fra søen. Desuden er det muligt at gedderne var i stand til at begrænse udviklingen af karpefisk i søen. I både 2002, 2003 og 2004 var fangsten af planktivore fisk i søen betydeligt under fangsten i en gennemsnitssø med tilsvarende fosforkoncentrationer

Kilde

http://www.nm.aaa.dk/publikat/pdf/Hals_soe_s1_10.pdf

http://www.nm.aaa.dk/publikat/pdf/Hals_soe_s11_38.pdf

Egne data

Netop i forbindelse med udsætning af gedder i søer hvor der ikke findes gedder i forvejen, er der eksempler på at især den første årgang af gedder slår an både antals-

mæssigt og vækstmæssigt (Van Donk, 1989) (Box 6.4). Dette kan som tidligere nævnt sandsynligvis forklares med, at gedderne det første år er fri for kannibalisme fra ældre gedder og derfor har bedre overlevelse og kan maksimere deres fødesøgningsstrategi (Nilsson *m.fl.*, 2000).

Eksemplerne fra udsætninger i de nydannede søer giver godt belæg for at konkludere, at såfremt de rigtige levevilkår er til stede, er det muligt at opbygge en stærk bestand af gedder ved hjælp af udsætninger. Dette bekræftes også af eksempler fra den tværgående analyse hvor der fra flere søer er eksempler på, at geddebestandene er blevet styrket som følge af udsætningerne (Appendix 1).

I nydannede søer med forbindelse til nærliggende søer, moser eller vandløb med gedder, er udsætninger af gedder sandsynligvis mindre nødvendigt. I den nydannede Hestholm Sø tæt på Skjern Å var der en stærk bestand af geddeyngel allerede året efter søen var blevet fyldt (Rasmussen, 2005). De gedder der første gang gydede i søen stammede enten (og mest sandsynligt) fra Skjern Å eller evt. fra Ganer Å, som er tilløb til søen. Hurtig indvandring af gedder fra nærliggende moser og vandløb blev ligeledes i 2004 fundet i den nydannede Gødstrup Engsø, som ligger i tæt forbindelse med Susåen (DFU, upublicerede data).

Baseret på hollandske og danske observationer (f.eks. Grimm, 1981; Grimm & Klinge, 1996; Berg *m.fl.*, 1997) forventes udsætninger af geddeyngel normalt ikke at føre til en forøget bestand af ældre gedder. I de hollandske undersøgelser har geddebestandens størrelse været korreleret med antallet af skjulesteder for smågedderne om vinteren. En forklaring på disse sammenhænge er, at de ældre gedder æder det geddeyngel som ikke kan finde skjul, når meget af søens vegetation henfalder sidst på sæsonen. Blandt andet baseret på disse undersøgelser har DFU antaget at flaskehalsen for geddernes bestandsstørrelse i danske søer normalt har været antallet af skjulesteder om vinteren snarere end mængden af egnede gydeområder. Det var derfor overraskende at geddeudsætningerne i en række af de 47 evaluerede søer tilsyneladende styrkede søernes geddebestand. Det vil derfor være relevant at revurdere bestandsregulerende faktorer for gedder i danske søer, og herunder betydningen af gydeområdernes omfang og kvalitet samt også gerne betydningen af den naturlige årstidsvariation. En undersøgelse af disse forhold vil kunne forbedre DFU's rådgivning omkring bestandsophjælpning af gedder gennem udsætning.

6.5 Indirekte effekter af geddeynglen

I søer hvor der ikke på forhånd eksisterer en geddebestand, er det muligt at udsætning af geddeyngel kan have en indirekte effekt. Hvis der i en naturlig sø ikke lever gedder, kan søens bredzone være helt uden rovfisk. I den situation kan bredzonen muligvis fungere som et fristed for karpefiskeynglen, idet større aborrer sandsynligvis kun sjældent opholder sig på meget lavt (< 50 cm) vand (f.eks. Pedersen & Kielland 2006). Bliver bredzonen nu besat med gedder forsvinder fristedet og karpefiskeynglen bliver tvunget til at søge ud i åbent vand. Her kan de rovlevende aborrer nu efterstræbe dem, og selv om geddeynglen ikke numerisk præderer i særlig stor grad på karpefiskeynglen, betyder geddernes tilstedeværelse at karpefiskeynglen bliver mere tilgængelig for aborrer (Berg *m.fl.*, 1997). Disse indirekte effekter kan dog ikke vurderes ud fra resultaterne i denne undersøgelse.

6.6 Udenlandske erfaringer vedr. geddeudsætninger i forbindelse med biomanipulation.

Udsætning af geddeyngel har været anvendt som et værktøj i restaureringen af uklare søer i en række lande. Især i Nederlandene udførte man i 1980-1990'er en række udsætningsforsøg. I den forbindelse viste Raat (1990), at geddeyngel kun i begrænset omfang spiser karpefiskeyngel. Han argumenterede samtidig for, at 0+ gedder kun kan kontrollere karpefisk i klart vand med masser af vegetation, og satte på den måde spørgsmålstegn ved brugen af geddeyngel som et værktøj i sørestaurering. Påstanden om, at geddeynglen ikke klarer sig i uklart vand var dog ikke underbygget, og siden dengang er der lavet flere undersøgelser, der viser at dette ikke er tilfældet (f.eks. Skov *m.fl.*, 2002; Skov *m.fl.*, 2003). Udsætningen af gedder i tre forskellige hollandske søer blev evalueret af Meijer *m.fl.* i 1995. Konklusionen var at undersøgelserne ikke kunne dokumentere nogen effekt af udsætningerne i form af en reduktion i årsynglen af karpefisk i de tre søer, hvilket primært skyldes at man ikke var i stand til at opbygge en tilstrækkelig høj biomasse af geddeyngel gennem udsætningerne (Meijer *m.fl.*, 1995). I dag sættes der ikke geddeyngel ud som led i sørestaurering i Nederlandene (Eddy Lammens, pers. com.). I England tvivler man tilsvarende på at geddeudsætninger kan have en reducerende effekt på karpefiskeynglen, idet man her antager at gedderne opholder sig stationært i vegetationen og derfor relativt sjældent kommer i kontakt med karpefiskeynglen (Moss *m.fl.*, 1996).

6.7 Populationsgenetiske aspekter ved udsætning af geddeyngel

I forbindelse med udsætning af geddeyngel er det vigtigt at overveje, hvorvidt udsætningsmaterialets genetiske afstamning har effekt på udsætningernes succes og biologiske konsekvenser for økosystemet som helhed. De gældende retningslinjer for geddeudsætninger specificerer at udsætningsmaterialet så vidt muligt baseres på moderfisk fra samme sø eller område (Berg & Hansen, 2002). Dette gøres for at sikre de naturlige bestandes genetiske variation og integritet. Udsætninger med fisk med afvigende genetiske træk kan udgøre en økologisk risiko, hvis de blandes ind i en bestand af naturligt forekommende gedder. Forsøg med laksefisk har således vist, at udsætninger af fisk med dambrugsherkomst har negative konsekvenser for de vilde bestande (McGinnity *m.fl.* 2003). Påvirkningen opstår både når udsatte fisk konkurrerer med lokale fisk om føde og gydeområder og gennem deres tilførsel af fremmede gener til bestanden. Hos danske ørredbestande har man eksempler på, at udsatte dambrugsfisk har avlet afkom med vilde fisk med det resultat at de vilde bestande er blevet genetiske blandinger af vilde og dambrugsfisk (Hansen, 2002). Ved massive, gentagne udsætninger kan de 'naturlige' gener dermed over tid blive udvandet og erstattet af 'dambrugsgener', der mindsker fiskenes chancer for at klare sig i et naturligt miljø. Man har til gengæld også eksempler på, at man selv efter meget store udsætninger af yngel af dambrugsherkomst ikke genfinder genetiske spor efter udsætningerne blandt fisk i vandløbet (Hansen, 2002). Dette viser, at de udsatte fisk klarer sig dårligere end vildfisk og dermed – i modsætning til formålet med udsætningerne – ikke bidrager til at ophjælpe bestandene. Danske geddeudsætninger har udelukkende været baseret på afkom fra vildfisk, der dermed ikke forventes at risikere at tilføre de naturlige bestande 'dambrugsgener'. Udsætningerne kan dog potentielt tilføre lokale bestande 'fremmede' gener, der ikke er optimale i netop deres lokale miljø.

I forbindelse med restaureringstiltag har udgangspunktet ofte været søer, hvor man antog at den vilde geddebestand i forvejen klarede sig dårligt eller var ikke-

eksisterende, som f.eks. nyetablerede søer. Man har derfor ikke ment, at udsætning af fremmede gedder udgjorde en risiko for at udvande eller miste lokale tilpasninger. De genetiske hensyn er siden 2000 forvaltet ved at udsætninger på Sjælland har været med yngel af sjællandsk herkomst, mens udsætninger i Jylland og på Fyn har været med yngel produceret af jyske moderfisk. Man har endnu sparsom viden om genetiske mønstre hos danske geddebestande (Jacobsen *m.fl.*, 2005) og om mulige genetiske konsekvenser af udsætninger. DFU har brugt genetiske metoder til at undersøge, hvorvidt udsætninger i det brakke Stege Nor med geddeyngel opdrættet på baggrund af moderfisk fra Vandet Sø, Tissø og Sorø Sø, havde bidraget til at genophjælpe faldende bestande (Larsen *m.fl.*, 2005). Analyserne viste, at der var meget lille sandsynlighed for at gedder fanget i Stege Nor stammede fra udsætningerne. Der var dermed ingen tegn på, at udsætningerne havde bidraget til den nuværende bestand i Stege Nor. En årsag kunne være, at udsætnings-materialet stammede fra ferskvandsbestande, som muligvis klarede sig dårligt, fordi de ikke – i modsætning til de lokale gedder - er genetisk tilpasset livet i brakvand. DFU er pt. i gang med undersøgelser af, hvorvidt forskellige geddebestandes genetiske baggrund har betydning for deres overlevelse i bestemte miljøer. Hvis dette er tilfældet, betyder det at geddeudsætningsmaterialets genetiske baggrund kan have stor betydning for udsætningernes succes. De fremkomne resultater kan dermed være med til at forbedre udsætningsstrategier ved både at optimere chancerne for, at de udsatte fisk vil trives på udsætningslokaliteten og på sigt sikre, at de ikke udgør en risiko for lokale bestande af gedder.

7. Konklusion

En undersøgelse af 47 danske søer hvor geddeyngel er udsat, gav kun få eksempler på at udsætningerne havde den ønskede effekt på søernes miljøtilstand.

I tråd med ovenstående peger en teoretisk konsumptionsmodel på, at udsætning af geddeyngel, i den form som den i en årrække har foregået i Danmark, kun sjældent vil medføre en betydelig reduktion af karpefiskeynglen.

Konsumptionsmodellen og resultater fra udsætningsforsøg i otte søer peger på at udsætning af større gedder (4-6 cm) kan medføre bedre overlevelse samt en betydelig større konsumtion af karpefiskeyngel. Hvorvidt denne konsumtion er tilstrækkelig til at den kan medføre en forbedring af vandkvaliteten, afhænger i høj grad af søens produktion af karpefiskeyngel. I den forbindelse vil det være ideelt at kende til produktionen af karpefiskeyngel i den enkelte sø inden udsætning iværksættes. På den måde kan det, med baggrund i modellen vurderes om det vil tjene et formål at udsætte større gedder. Det vil samtidig være optimalt at have et grundigt kendskab til den enkelte søs økosystem, således at udsætningen kan times i forhold til rekrutteringen af søens egne gedder samt klækning af karpefiskeynglen.

Dårlig overlevelse blandt de udsatte gedder kan bidrage til at forklare den manglende effekt af udsætningerne. Vores udsætningsforsøg viste, at geddeyngel udsat i 8 søer 1-2 år i træk havde en gennemsnitlig overlevelse efter de første 4-6 uger på ca. 16 % og senere på sæsonen (juli/august) en overlevelse på omkring 4 %. Prædation fra ældre gedder og aborrer kan være en forklaring på den lave overlevelse. I overensstemmelse hermed viser resultaterne, at overlevelsen stiger med øget udsætningsstørrelse, måske grundet den kortere tid geddeynglen er udsat for prædationsrisiko. Udsætningsforsøgene viste også, at geddeynglen i de første uger efter udsætningen i forbavsende ringe grad levede af fiskeyngel, og dette fænomen begrænser selvklart geddeynglens reducerende effekt på karpefiskenes yngel.

Endelig peger nærværende undersøgelse på, at geddeudsætninger kan bruges til bestandsopbygninger i nydannede søer og under visse forhold til styrkelse af eksisterende bestande.

8. Anbefalinger og perspektivering vedrørende fremtidige gedde-udsætninger

8.1 Anbefalinger

- DFU anbefaler, at udsætninger af geddeyngel med det formål at reducere mængden af karpefiskenes yngel indstilles i sin nuværende form. Dette sker på baggrund af de ganske få udsætninger med dokumenteret positiv effekt fra en tværgående analyse af 47 søer. Det sker også på baggrund af nærværende udsætningsforsøg og den heraf afledte konsumptionsmodel, som peger på at geddernes konsumtion på karpefiskeynglen under typiske omstændigheder sjældent har en tilstrækkelig reducerende effekt på tætheden af karpefiskeyngel.
- DFU anbefaler udsætninger i nydannede søer hvis disse er isolerede eller med dårlige indvandringmuligheder fra naturlige geddebestande. Anbefalingen er baseret på den række eksempler, beskrevet i nærværende undersøgelse, som har vist at udsætninger under de forhold har en positiv effekt på fiskesammensætning samt at det ad den vej er muligt at etablere en selvreproducerende geddebestand.

8.2 Perspektivering

Såfremt udsætning af geddeyngel som et redskab i restaurering af eutrofe søer skal genoptages, bør der indledningsvis foretages forsøg med udsætning af større geddeyngel (40-60 mm). Resultaterne peger nemlig på at geddeynglens overlevelse såvel som deres konsumtion af karpefiskeynglen formodentlig herved kan øges betydeligt. Det skal også undersøges om det er muligt at indsamle viden om den enkelte søs fiskesammensætning og fiskenes rekrutteringsmønstre inden fremtidige udsætninger iværksættes. På den måde kan et optimalt udsætnings-tidspunkt planlægges og geddernes effekt maksimeres. Det er især vigtigt at få bedre og flere estimater af karpefiskeynglens rekruttering for derigennem at kunne vurdere om en evt. udsætning af større gedder vil kunne gøre en forskel. Overstiger produktionen af karpefiskeynglen f.eks. 1 million individer pr. ha, således som enkelte af de i konsumptionsmodellen anvendte estimater foreslår, vil selv en geddeudsætning af større gedder næppe give den ønskede markante reduktion i antallet af karpefiskeyngel. I forbindelse med planlægning af fremtidige sørestaureringer bør der også tages hensyn til ny forskning som peger på at nogle søer faktisk er i stand til at blive klarvandede af sig selv inden for en overskuelig fremtid, hvorfor behovet for sørestaureringstiltag i danske søer kan være mindre end hidtil antaget.

DFU kan anbefale at mulighederne for bestandsophjælpning gennem udsætninger undersøges nærmere. Denne anbefaling udspringer af flere eksempler i nærværende rapport, der tyder på at geddeudsætninger har ført til øget tæthed af ældre gedder. Der bør endvidere udføres undersøgelser, der kan belyse evt. flaskehalse for geddebestandene i danske søer, og konkret i forbindelse med udsætninger undersøge hvordan optimal overlevelse af udsætningsmaterialet sikres. Her tænkes på forsøg med f.eks. udsætningsstørrelse, udsætningstidspunkt og udsætningssted og udsætningstæthed.

9. Litteratur

- Adámek, Z. & Opacak, A. (2005). Prey selectivity in pike (*Esox lucius*), zander (*Sander lucioperca*) and perch (*Perca fluviatilis*) under experimental conditions. *Biologia* 60, 567-570.
- Adelman, I.R. & Smith, L.L. (1970). Effect of oxygen on growth and food conversion efficiency of Northern pike. *Progressive Fish-Culturist* 32, 93-96.
- Berg, S., & Hansen, M.M. (2002). Retningslinier for fiskeudsætninger i Danmark. 2. reviderede udgave. Danmarks Fiskeriundersøgelser, København, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmark.
- Berg, S., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (1997). Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia* 342/343, 311-318.
- Beyerle G.B. & Williams, J.E. (1973). Contribution of northern pike fingerlings raised in a managed marsh to pike population of an adjacent lake. *Progressive Fish-Culturist* 35, 99.
- Bry, C. (1996). Role of vegetation in the life cycle of pike. In *Pike: biology and exploitation*, (Craig, J.F., ed.), pp. 45-67. London, Chapman & Hall.
- Bry, C., Basset, E., Rognon, X & Bonamy, F. (1992). Analysis of sibling cannibalism among pike, *Esox lucius*, juveniles reared under semi-natural conditions. *Environmental Biology of Fishes* 35, 75-84.
- Bry, C. & Souchon, Y. (1982). Production of young northern pike families in small ponds - natural spawning versus fry stocking. *Transactions of the American Fisheries Society* 111, 476-480.
- Brooks, R. C., Heidinger, R. C., Hoxmeier, R. J. H. & Wahl, D. H. (2002). Relative survival of three sizes of walleyes stocked into Illinois lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 22 (3): 995-1006.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T.G. Heggberget, G. Rasmussen, & S.J. Saltveit, 1989: Electrofishing-theory and practise with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*: 173: 9-43.
- Casselman, J.M. (1996). Age, growth and environmental requirements of pike. In *pike: Biology and exploitation*. (Craig, J.F., ed.) pp. 69-101. London, Chapman & Hall.
- Casselman, J. M. and Lewis, C. A.(1996). Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 161-174.
- Copp G.H. & Penáz, M. (1988). Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169, 209-224.

- Craig, J. F., (1987). The biology of perch and related fish. Croom Helm, London & Sydney, 333 pp.
- Craig, J.F. (1996). Pike Biology and Exploitation. Chapman & Hall, London, 298 pp.
- Craig, J.F. & Babaluk, J.A. (1989). Relationship of walleye (*Stizostedion vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*) to water clarity with special reference to Dauphin Lake, Manitoba. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46, 1581-1586.
- Cryer, M., Peirson, G. & Townsend, C.R. (1986). Reciprocal interactions between roach, *Rutilus rutilus*, and zooplankton in a small lake: Prey dynamics and fish growth and recruitment. Limnol. Oceanogr. 31. 1022-1038.
- Diana J.S. (1996). Energetics. In Pike: biology and exploitation (Craig, J.F., ed.), pp. 103-123. London, Chapman & Hall.
- Dobler, E. (1977). Correlation between the feeding time of the pike (*Esox lucius*) and the dispersion of a school of *leucaspius delineatus*. Oecologia 27, 93-96.
- Dørner, H. & Wagner, A. (2003). Size-dependent predator-prey relationships between perch and their fish prey. Journal of Fish Biology 62, 1021-1032
- Eklöv, P., (1997). Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1520-1531.
- Frost, W.E. (1954). The Food of Pike *Esox lucius* L. in Windermere. Journal of Animal Ecology 23, 339-360.
- Gramkow, M. (2004). Fødeindtag under naturlige forhold og laboratorieundersøgelser af fordøjelsesrater hos 0+ gedder (*Esox lucius* L.) mindre end 100 m. Specialrapport, Århus Universitet, Biologisk Institut. 41 pp.
- Grimm, M.P. (1981). The composition of northern pike (*Esox lucius* L.) populations in four shallow waters in the Netherlands, with special reference to factors influencing 0+ pike biomass. Fisheries Management 12, 61-76.
- Grimm, M.P. (1989). Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. Hydrobiological bulletin 23, 59-65.
- Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M. (1990). The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. Hydrobiologia 200/201, 557-566
- Grimm, M.P., & Klinge, M. (1996). Pike and some aspects of its dependence on vegetation. In *Pike: Biology and exploitation*. (Craig, J.F., ed.) pp. 125-156. London, Chapman & Hall.

Grønkjær, P., Skov, C. & Berg, S. (2004). Otolith based analysis of survival and size-selective mortality of stocked 0+ pike (*Esox lucius L.*) related to time of stocking. *Journal of Fish Biology* 64, 1625-1637.

Hansen, M.M. (2002). Estimating the long-term effects of stocking domesticated trout into wild brown trout (*Salmo trutta*) populations: An approach using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Molecular Ecology* 11, 1003-1015.

Hansson, L-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.Å., Søndergaard, M. & Strand, J., 1998: Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558-574

Hietala, J., Vakkilainen, K. & Kairesalo, T. (2004). Community resistance and change to nutrient enrichment and fish manipulation in a vegetated lake littoral. *Freshwater Biology* 49 (12), 1525-1537.

Jacobsen, B.H., Hansen, M.M. & Loeschcke, V. (2005). Microsatellite DNA analysis of northern pike (*Esox lucius L.*) populations: Insights into the genetic structure and demographical history of a genetically depauperate species. *Biological Journal of the Linnean Society* 84, 91-101.

Jacobsen, L., Berg, S., Broberg, M., Jepsen, N. and Skov, C. (2002). Activity and food choice of piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) in a eutrophic shallow lake: a radio-telemetry study. *Freshwater Biology* 47, 2370-2379.

Jacobsen, L., Berg S. & Skov, C. (2004). Management of lake fish populations and lake fisheries in Denmark: history and current status. *Fisheries Management and Ecology* 11, 219-224

Jacobsen, L. & Perrow, M.R. (1998). Predation risk from piscivorous fish influencing the diel use of macrophytes by planktivorous fish in experimental ponds. *Ecology of Freshwater Fish* 7, 78-86.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. & Lauridsen, T., (2005a). Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. *Freshwater Biology* 50, 1616-27.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P. et al. (2005b). Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies." *Freshwater Biology* 50, 1747-71.

Jeppesen, E., Pekcan-Hekim, Z, Lauridsen, T.L., Søndergaard, M & Jensen, J.P. (2006) Habitat distribution of fish in late summer: Changes along a nutrient gradient in Danish lakes. *Ecology of Freshwater fish. (In press)*.

Jeppesen, E. & Sammalkorpi, I. (2002). Lakes. In: M. Perrow & T. Davy (eds.): *Handbook of Restoration Ecology*, Cambridge University Press, Volume 2: 297-324.

Krause, C., (2004) Afsluttende rapport over udsætning af geddeyngel i Kastelgraven år 1995-1998, samt resultatet af kontrolfiskeri år 2004. Udgivet af kommandantskabet på Københavns Kastel.

Larsen, P.F., Hansen, M.M., Nielsen, E.E., Jensen, L.F. & Loeschcke, V. (2005). Stocking impact and temporal stability of genetic composition in a brackish northern pike population (*Esox lucius* L.), assessed using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Heredity* 95, 136-143.

Lehtiniemi, M., Engstrom-Ost, J. & Viitasalo, M. (2005). Turbidity decreases anti-predator behaviour in pike larvae, *Esox lucius*. *Environmental Biology of Fishes* 73, 1-8.

Lindeborg, N. (2001). Aspekter af geddeyngels biologi i relation til geddeyngels anvendelse ved biomanipulation. Speciale rapport. Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium.

Mann, R.H.K. (1996). Fisheries and economics. In *Pike: biology and exploitation*, (Craig, J.F., ed.), pp. 219-241. London, Chapman & Hall.

McGinnity, P., Prodohl, P., Ferguson, K., Hynes, R., O'Maoileidigh, N., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J., & Cross, T. (2003). Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270, 2443-2450.

McKeown, P.E., Forney, J.L. & Mooradian, S.R. (1999). Effects of stocking size and rearing method on muskellunge survival in Chautauqua Lake, New York. *North American Journal of Fisheries Management* 19, 249-257.

Neal, J. W., Rice, J. A. & Noble, R. .L. (1999). Evaluation of two sizes of hybrid striped bass for introduction into small ponds. *North American Journal of Aquaculture* 61 (1): 74-78

Mehner, T. & Thiel, R. (1999). A review of predation impact by 0+fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate northern hemisphere. *Environmental Biology of Fishes* 56, 169-181.

Mehner T, Schultz H, Bauer D, et al. (1996). Intraguild predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. *Annales Zoologici Fennici* 33, 353-361.

Meijer, M-L., Lammens, E.H.R.R, Raat, A.J.P., Klein Breteler, J.G.P. & Griim, M.P. (1995). Development of fish communities in lakes after biomanipulation. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29, 91-101.

Meijer, M-L., de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R. & Hosper, H. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 409: 13-30

Mills C.A. (1991). Reproduction and life history. In: Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation (Eds.: I.J. Winfield & J.S. Nelson), pp. 483–508. Chapman & Hall, London.

Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, G. (1996). A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. p 180 (ISBN 0-948119-29-2)

Müller, J.P. & Jensen, H.J. (2003). Status for biomanipulation i Københavns Indre Søer 2003. Notat udarbejdet til København Kommune, 11 sider

Nilsson P.A., Nilsson K. & Nyström P. (2000). Does risk of intraspecific interactions induce shifts in prey-size preference in aquatic predators? Behavioral Ecology and Sociobiology 48, 268-275.

Noges, P & Jarvet, A. (2005) Climate driven changes in the spawning of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and bream (*Abramis brama* (L.)) in the Estonian part of the Narva River basin. Boreal Environment Research 10 (1): 45-55.

Nunn A.D., Cowx I.G. & Harvey, J.P. (2002). Recruitment patterns of six species of cyprinid fishes in the lower River Trent, England. Ecology of Freshwater Fish 11 (2): 74-84.

Olsen, J., Berg, S. & Skov, C. (2004). Udsætning af geddeyngel i Københavns Indre Søer 2003: Overlevelse, habitatvalg, fødevalg, vækst og afledte effekter. Rapport til Københavns Kommune, 22 sider

Olsen, J., Berg, S. & Skov, C. (2005). Gedder i De Indre Søer 2004 - habitatforbedring, udsætning og naturlig gydning. Rapport til Københavns Kommune, 22 sider

Perrow M.R., Jowitt A.J.D., Stansfield J.H. & Phillips G.L. (1999) The practical importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in shallow lake restoration. Hydrobiologia, 395/396, 199–210

Pedersen, M.S., & Kielland, M., (2006): Aborres adfærd og fødevalg i en biomanipuleret kunstig lavvandet og eutrop sø. Specialerapport. FBL-BIO Institut, Københavns Universitet & Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri.

Prejs, A., Martyniak, A., Boron, S., Hliwa, P. & Koperski, P. (1994). Food web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland: Effects of stocking with juvenile pike on planktivorous fish. Hydrobiologia 275/276, 65-70.

Raat, A.J.P. (1988). Synopsis of biological data on the northern pike *Esox lucius* Linnaeus, 1758. Fao Fisheries Synopsis 30, pp. 178, Fao Rome.

Raat, A.J.P. (1990). Production, consumption and prey availability of northern pike (*Esox lucius*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and European catfish (*Silurus glanis*): A bioenergetics approach. Hydrobiologia 200-201, 497-509.

Rasmussen, K, F. (2005) 2 års rekruttering af gedder (*Esox lucius* L.) i en nydannet sø: Bestandsdynamik og interaktioner med tilhørende vandsystemer. Speciale rapport, Århus Universitet

Risholt, C. (2002). Fiskeyngels populationsbiologi i mindre lavvandede søer. Specialerapport. FBL-BIO Institut, Københavns Universitet & Danmarks Miljøundersøgelser.

Roskilde Amt (2004). Vandmiljøovervågning. Borup Sø, 1989-2003 pp 41 + bilag

Skov, C. (1997). Aspekter omkring biomanipulation ved udsætning af geddeyngel i en eutrof, lavvandet sø. Specialerapport. Århus Universitet & Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri.

Skov, C. (2002). Stocking 0+ pike (*Esox lucius* L.) as a tool in the biomanipulation of shallow eutrophic lakes. Ph.D. dissertation. University of Copenhagen, Copenhagen.

Skov, C. & Berg, S. (1999). Utilization of natural and artificial habitats by YOY pike in a biomanipulated lake. *Hydrobiologia* 408/409, 115-122.

Skov, C. & Berg, S. (2003). Udsætning af geddeyngel i Københavns Indre Søer 2002: Overlevelse, habitatvalg, vækst, fødevalg og afledte effekter. Rapport til Københavns Kommune, 15 sider.

Skov, C., Grønkjær, P. & Nielsen, C. (2001). Marking pike fry otoliths with alizarin complexone and strontium: an evaluation of methods. *Journal of Fish Biology* 59, 745-750.

Skov, C., Jacobsen, L. & Berg, S. (2003). Post-stocking survival of 0+ pike in ponds as a function of water transparency, habitat complexity, prey availability and size heterogeneity. *Journal of Fish Biology* 62, 311–322.

Skov, C., Perrow, M.R., Berg, S. & Skovgaard, H. (2002). Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking piscivorous fish in a shallow lake. *Freshwater Biology* 47, 2388-2400.

Skovgård, H. (2002). Restaurering af 5 søer ved indgreb i fiskebestanden. Århus Amt, Natur og Miljøkontoret. Teknisk rapport. 84 pp.

Svirskaya, A.N. & Ivanova, M.N. (1990). Aspects of feeding and growth in juvenile Northern pike, *Esox lucius*. *Vosprosy Ikhtiologii* 30, 85-93.

Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Berg, S. (1997). Pike (*Esox lucius* L.) stocking as biomanipulation tool. 2. Effects on the lower trophic levels in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia* 342/343, 319-325.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Lauridsen, T., Müller, J.P., Jensen, H.J., Berg, S., Hvidt, C., (1998). Sørestaurering i Danmark, Metoder, erfaringer og anbefalinger. Miljønyt nr. 28, pp 283.

Townsend, C. R. & Perrow, M.R. (1989). Eutrophication may produce population-cycles in roach, *Rutilus rutilus*, by 2 contrasting mechanisms. *Journal of Fish Biology* 34, 161-164.

Van Donk, E., Gulati, R.D. & Grimm, M.P. (1989). Food web manipulation in Lake Zwemlust: Positive and negative effects during the first two years. *Hydrobiological Bulletin* 23, 19-34.

Wieser, W. & Medgyesy, N. (1991). Metabolic rate and cost of growth in juvenile pike (*Esox lucius* L.) and perch (*Perca fluviatilis* L.): The use of energy budgets as indicators of environmental change. *Oecologia* 87, 500-505.

Wright, R.M. & Giles, N. (1987). The survival, growth and diet of pike fry, *Esox lucius* L., stocked at different densities in experimental ponds. *Journal of Fish Biology* 30, 617-629.

10. Appendix

Appendix 1

Sø	Størrelse	Tot P	Amt/kommune	Udsætningsår	Udsætningsantal	Formål	Opfiskning	Sigtdybde forøget?	Karpefiske-yngel reduceret?	Gedder i søen før udsætning	Geddebestand styrket	Kilde
Bastrup Sø	32	40-60	Fredb Amt	1997-1999	50000	restaurering	1995-2000	ja	vides ikke	ja	vides ikke	29
Arreskov Sø	317	62-138	Fyns Amt	1993 + 1995-97	15000-50000	restaurering	1995-1997	ja	vides ikke	ja	ja	1,2,30
Dallund Sø	15	88-108	Fyns Amt	1996-1999	22500	restaurering	1995-1997	ja	vides ikke	ja	nej	1,2
Søbo Sø	21	54-98	Fyns Amt	1996-1999	21000-31500	restaurering	1994-1997	ja	vides ikke	ja	nej	1,2
Hvidkilde Sø	64	79-369	Fyns Amt	1997-2001	48800-61000	restaurering	1997-1998	ja fra 1998 og frem	muligvis	ja	muligvis	1,2
Søndersø (Kbh)	134	60	Kbh Amt	1994-1997	29000-70000	restaurering	Midten af 1990'erne	nej	Sandsynligvis ikke	ja	ja	1,3
Tueholm Sø	18	120-150	Kbh Amt	1998-2002	20000	restaurering	1997-2002	ja	Vides ikke	ja	vides ikke	1, 31
Kastelgraven	??	?	Kbh Komm	1995-1998	10000	restaurering og bestandsophjælpning	nej	ja men baseret på et skøn	Muligvis	nej	ja	4
Skt. Jørgens Sø Syd	6,6	80	Kbh Komm	2002-2003	10500	restaurering og bestandsophjælpning	2002-2004	ja	Sandsynligvis ikke	nej	ja	1,5,6
Skt. Jørgens Sø Nord	6,1	150	Kbh Komm	2002-2003	4500-10000	restaurering og bestandsophjælpning	2002-2004	ja	Sandsynligvis ikke	nej	ja	1,5,6
Peblinge Sø	10,4	175	Kbh Komm	2002-2004	15450-11537678-	restaurering og bestandsophjælpning	2002-2004	ja	Sandsynligvis ikke	nej	Begrænset	1,5,6
Sortedams Sø, Syd	9,2	210	Kbh Komm	2002-2004	13800-435-	restaurering og bestandsophjælpning	2002-2004	ja	Sandsynligvis ikke	nej	Begrænset	1,5,6
Sortedams Sø, Nord	14,4	150	Kbh Komm	2002-2004	11943-21600-10635	restaurering og bestandsophjælpning	2002-2004	ja	Sandsynligvis ikke	nej	Begrænset	1,5 ,6

Sø	Størrelse	Tot P	Amt/kommune	Udsætningsår	Udsætningsantal	Formål	Opfiskning	Sigtedybde forøget?	Karpefiske-yngel reduceret?	Gedder i søen før udsætning	Geddebestand styrket	Kilde
Skærsø	16	60-110	Ribe Amt	1996-1999	40000-50000	restaurering	ja	nej	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	1,;8
Borbjerg Møllesø	13	100-150	Ringk Amt	1993-1995+1999-2002	20000	restaurering	1993-1994+1999-2002	ja	vides ikke	ja	ja	9;10;36
Gødstrup Sø	44	360	Ringk Amt	2000-2002	40000-50000	restaurering	2000-2001	nej	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	1; 11;12
Borup Sø	9	100-175	Rosk Amt	1996-2000+2002-2003	20000-27000	restaurering	1996-2002	ja	Sandsynligvis ikke	ja	nej	1;13;15
Dalby Sø	15	200	Rosk Amt	1998-2001	3820-20000	restaurering	1995-1999	nej	Sandsynligvis ikke	ja	nej	14
Maribo Sønder sø	852	49-119	Storstr Amt	1994-1997	55700-200.000	restaurering	1992-2001	ja	Sandsynligvis ikke	ja	muligvis	1;16; 17; 32
Huno Sø	6	100-200	Storstr Amt	1998-2000	9000	restaurering	nej	nej	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	1;17
Sakskøbing Sø	1,2	100-200	Storstr Amt	1998-2000	1800	restaurering	nej	ja	vides ikke	?	vides ikke	1;17
Listrup Lyng	2	250-300	Storstr Amt	1998-2000	4200	restaurering	nej	nej	Sandsynligvis ikke	?	vides ikke	1;17
Hulemose	6,5	500	Storstr Amt	1998-2000	10000	restaurering	nej	nej	Sandsynligvis ikke	?	vides ikke	1;17
Glumsø Sø	25	250-320	Storstr Amt	2001-2003	37500	restaurering	nej	nej	Sandsynligvis ikke	ja	Vides ikke	1;17
Store Geddesø	2,4	90-100	Storstr Amt	1998-2000	3900	restaurering	nej	nej	Sandsynligvis ikke	?	vides ikke	1;17
Hejrede Sø	51	73-150	Storstr Amt	1998-2000	60500	restaurering	1992-1996	ja	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	1;17
Gjorslev Møllesø	23	150-200	Storstr Amt	2001-2003	34500	restaurering	nej	Nej	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	1;17
Liselund 2	0,3	150-200	Storstr Amt	2001-2003	500	restaurering	nej	Nej	Sandsynligvis ikke	?	vides ikke	1;17
Liselund 5	1,5	90-110	Storstr Amt	2001-2003	2300-2500	restaurering	nej	Nej	Sandsynligvis ikke	?	vides ikke	1;17

Sø	Størrelse	Tot P	Amt/kommune	Udsætningsår	Udsætnings-antal	Formål	Opfiskning	Sigtedybde forøget?	Karpefiske-yngel reduceret?	Gedder i søen før udsætning	Geddebestand styrket	Kilde
Vedbøl Sø	15	150	Søndj Amt	1994-1996	15000	restauration	midten af 90erne	Nej	Sandsynligvis ikke	ja	ja	1;18;7
Haderslev Dam	285	200-300	Søndj Amt	1992-1994, 1996-1997	15000-50000	restauration	1992-1999	nej	Sandsynligvis ikke	ja	nej	19;33
Oldenor	35	130-220	Søndj Amt	1996-1998	60000	restauration og bestandsophjælpning	nej	ja	muligvis	nej	ja	20
Kolding Slotsø	13	?	Vejle Amt	1997-2000	20000	restauration	1995-1997	ja	vides ikke	ja	vides ikke	21;34
Torup Sø	19,5	88-100	Vejle Amt	2003-2004	28500	restauration	nej	nej	Sandsynligvis ikke	ja	nej	11
Sorø Sø	214	80-100	Vestsj Amt	1993-1995, 1997-1998	10000-50250	restauration	nej	ja	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	1;28
Pedersborg Sø	16	70-100	Vestsj Amt	1997-2000	25000	restauration	nej	nej	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	1;28
Skarresø	194	150	Vestsj Amt	2001-2003	50000	restauration	nej	nej	Sandsynligvis ikke	ja	Sandsynligvis ikke	1;28
Klejtrup Sø	132	60-130	Vib Amt	2000-2002	27500-55000	restauration	1994-2001	nej	Sandsynligvis ikke	ja	muligvis	22
Viborg Søndersø	146	100-150	Vib Amt	1998-2003	60000-75000	restauration	1996-2000	nej	Sandsynligvis ikke	ja	Sandsynligvis ikke	23
Lyngsø	15	250-550	Århus Amt	1990-1993	5200-35770	restauration	nej	ja	ja	nej	ja	24
Udbyover Sø	18	200-400	Århus Amt	1994-2000	15000-20000	restauration	nej	ja	Sandsynligvis ikke	ja	ja	25
Ramten Sø	29	100-110	Århus Amt	1995-1999	27000-29000	restauration	1995-1998	ja	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	26
Lading Sø	56	200	Århus amt	1998-2000	50000	restauration	1998-2000	ja	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	26
Tillerup Sø	7,5	110	Århus Amt	1999-2003	7500-24000	restauration	1996-1999	nej	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	11;26
Vallum Sø	18	100-150	Århus Amt	2000-2003	10000-18000	restauration	1999-2001	ja	Sandsynligvis ikke	ja	vides ikke	11;26
Stubbe Sø	404	67-82	Århus amt	2001-2003	50000-100000	restauration	2000-2003	ja	vides ikke	ja	muligvis	27
Hals Sø	42	320	Århus Amt	2002-2003	40000	restauration og bestandsophjælpning	nej	ja	muligvis (hundestejler)	nej	ja	11

Kilder til Appendix 1

- 1) Egen evaluering af data se også Appendix 2A-2AA
- 2) Personlig kommunikation, Kjeld Sandbye, biolog ved Fyns Amt.
- 3) Fiskebestanden i Sønderø, september 1995. Rapport udarbejdet af Fiskeøkologisk Laboratorium, Konsulenter Helle Jerl Jensen & Jens Peter Müller. 79 pp
- 4) Krause, C., (2004) Afsluttende rapport over udsætning af geddeyngel i Kastelgraven år 1995-1998, samt resultatet af kontrolfiskeri år 2004. Udgivet af kommandantskabet på Københavns Kastel.
- 5) Skov, C. and Berg, S. (2003) Udsætning af geddeyngel i Københavns Indre Søer 2002: Overlevelse, habitatvalg, vækst, fødevalg og afledte effekter. København: Københavns Kommune. 15 p.
- 6) Olsen, J., Berg, S. & Skov, C. (2004). Udsætning af geddeyngel i Københavns Indre Søer 2003: Overlevelse, habitatvalg, fødevalg, vækst og afledte effekter. Rapport til Københavns Kommune, 22 sider
- 7) Fiskeøkologisk laboratorium. Notat om fiskeundersøgelse i Vedbøl Sø, 1997
- 8) www.natur.ribeamt.dk
- 9) Fiskebestanden i Borbjerg Møllesø 1996, Ringkøbing Amt (1997), Vandmiljøafdelingen, pp 147
- 10) Borbjerg Møllesø, Miljøtilstand 1990-2001, Ringkøbing Amt (2002). pp 56
- 11) Resultater fra udsætningsforsøg i nærværende rapport,
- 12) <http://www.ringamt.dk/Internet/RingAmtP1.nsf/44153432a31a81904125670b004bea5c/ca21818f966dca2341256a4f0038ffad?OpenDocument>
- 13) Roskilde Amt (2001). Vandmiljøovervågning. Borup Sø, 1989-2000 pp 34 + bilag
- 14) Notat fra Biolog Jørn V. Rasmussen, Roskilde Amt
- 15) Roskilde Amt (2004). Vandmiljøovervågning. Borup Sø, 1989-2003 pp 41 + bilag
- 16) <http://www.stam.dk/get/24856.html>
- 17) Personlig kommunikation Karsten Fugl, Biolog, Storstrøms Amt.
- 18) Sønderjyllands Amt 2002: Vedbøl Sø, 1998. pp 51

- 19) Sønderjyllands Amt 2004; Fiskebestanden i Haderslev Dam 2003. pp 52
- 20) <http://miljo.sja.dk/Soedatabase/fosfor.asp?LakeNo=82>
- 21) <http://www.dfu.min.dk/fiskepleje/fiskeokologerne.htm>
- 22) Viborg Amt, (2003). Miljøtilstanden i Klejtrup Sø, 1998-2002
- 23)
<http://www.miljo.viborgamt.dk/graphics/Miljo/soe/Billeder/grafar/rapporter/Viborgsoerne20013.doc>
- 24) Berg, S., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. (1997). Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia* 342/343, 311-318.
- 25) Skov, C., Perrow, M.R., Berg, S. and Skovgaard, H. (2002). Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking piscivorous fish in a shallow lake. *Freshwater Biology* 47, 2388-2400.
- 26) Århus Amt (2002), restaurering af 5 søer ved indgreb i fiskebestanden, pp 83
- 27) http://www.nm.aaa.dk/publikat/pdf/Restaurering_Stubbe_Soe.pdf
- 28) Personlig kommunikation Klaus Koch, biolog, Vestsjællands Amt
- 29) Bastrup Sø, tilstand og udvikling, 2000, Vandmiljøovervågning nr. 76 Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø, Miljøafdelingen 2001, pp 50
- 30) <http://www.fyns-amt.dk/wm119581>
- 31) Københavns Amt (2003) Biologiske forhold og miljøtilstand i 10 klausulerede søer og Bøllemosen i Københavns Amt. Fiskeøkologisk Laboratorium,
- 32) Storstrøms Amt (2005). Fiskebestanden i Maribo Sønderø, 2004. Konsulent rapport udarbejdet af Biokonsult, pp 77
- 33) http://miljo.sja.dk/Soedatabase/Rapporter/037_Haderslev_Dam_fisk_1995.pdf
- 34) Personlig kommunikation, Jens Peter Müller, Fiskeøkologisk laboratorium
- 35) www.nm.aaa.dk/publikat/pdf/Hals_so_s1_10.pdf,
www.nm.aaa.dk/publikat/pdf/Hals_so_s11_38.pdf
- 36)
<http://www.ringamt.dk/Internet/RingAmtP1.nsf/0fb9dbf9c562694741256a060030cff7/232864a169ab497a41256a4f00368dd4?OpenDocument>

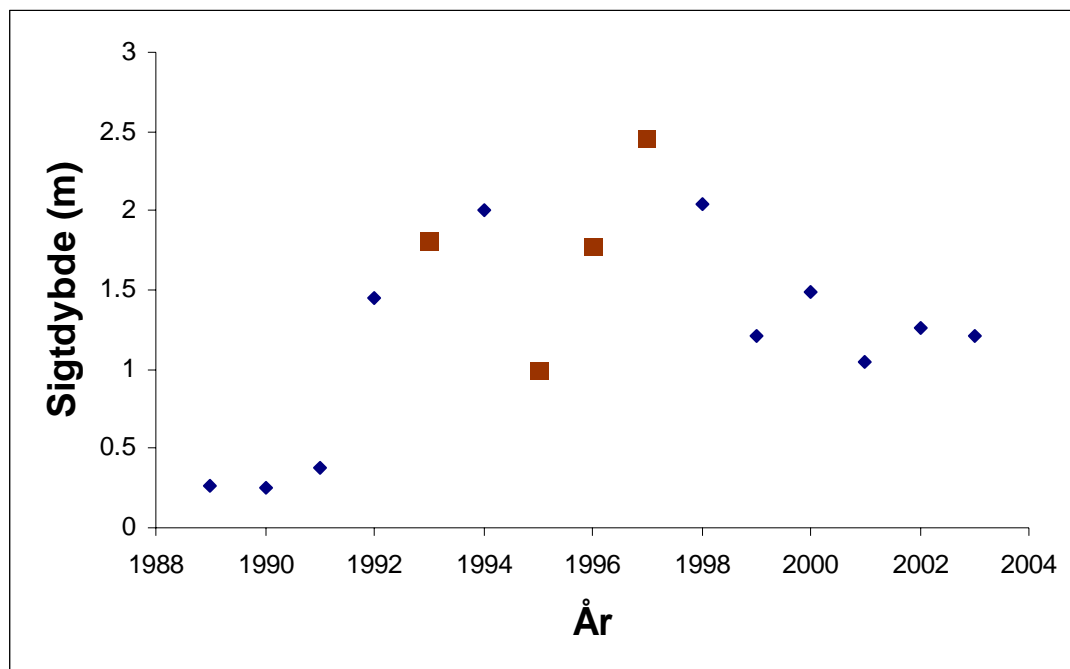
APPENDIX 2A-2AA

Appendix 2A

Arreskov Sø, Fyns Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtdybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (10-12 målinger pr år)

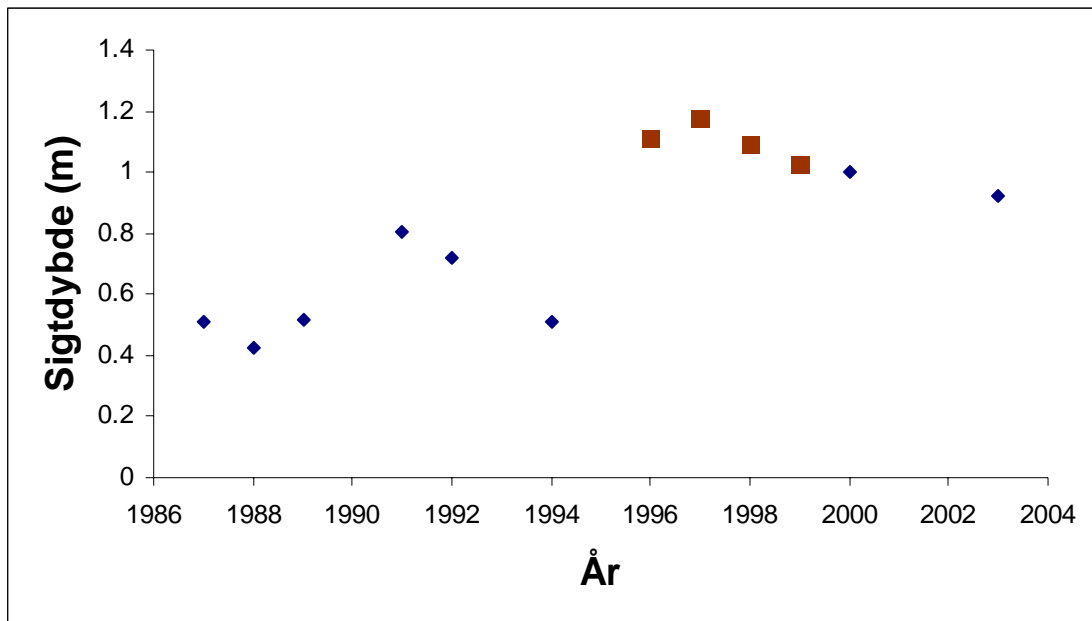


Appendix 2B

Dallund Sø, Fyns Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (5-11 målinger pr år)

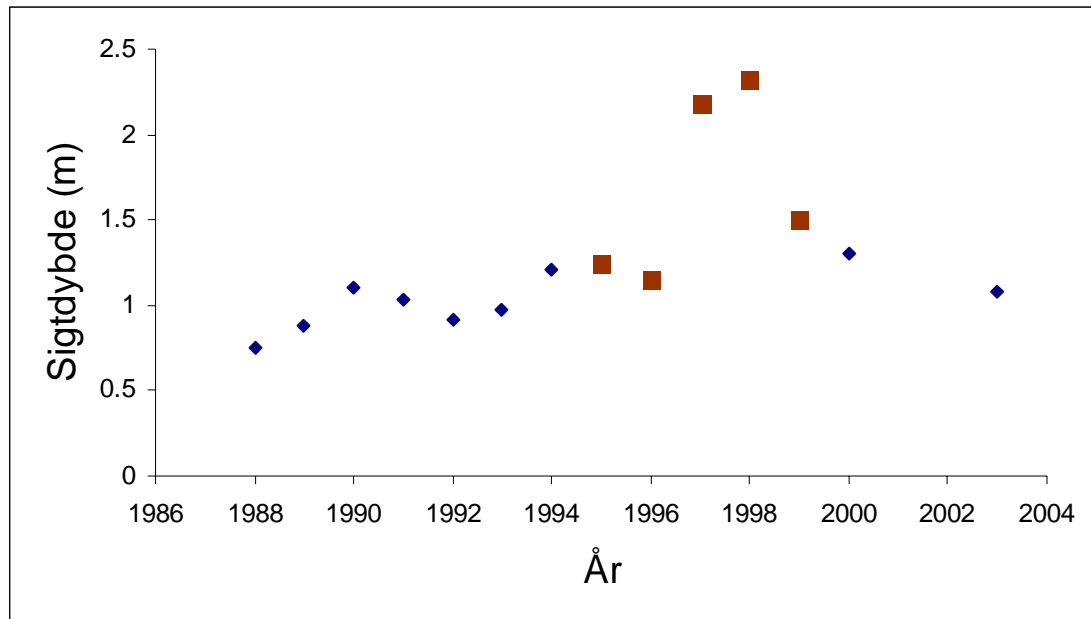


Appendix 2C

Søbo Sø, Fyns Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (5-11 målinger pr år)

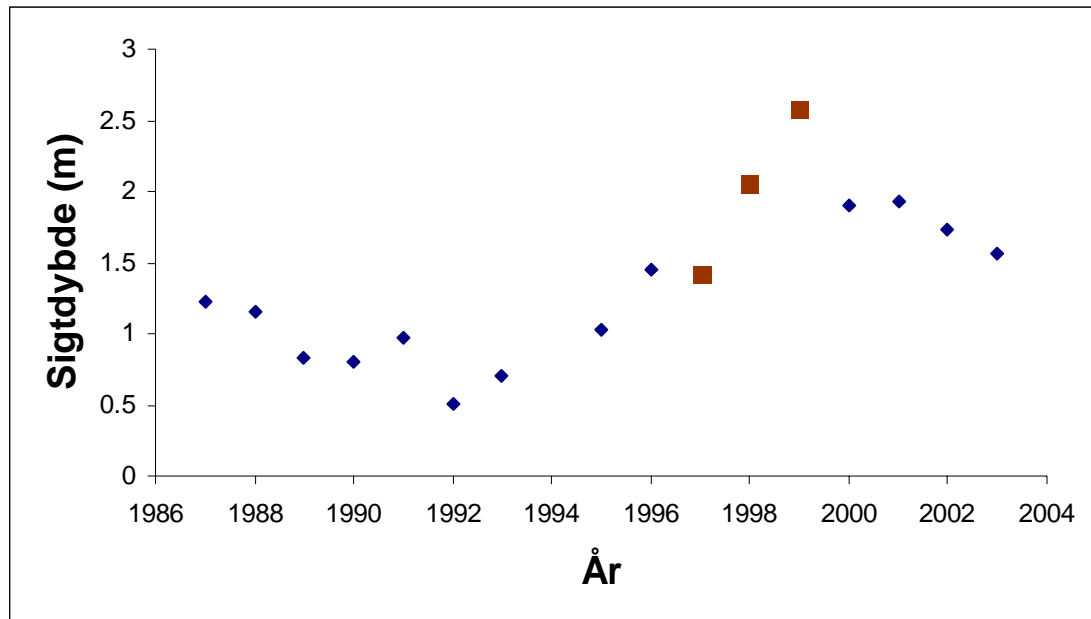


Appendix 2D

Hvidkilde Sø, Fyns Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (5-11 målinger pr år)

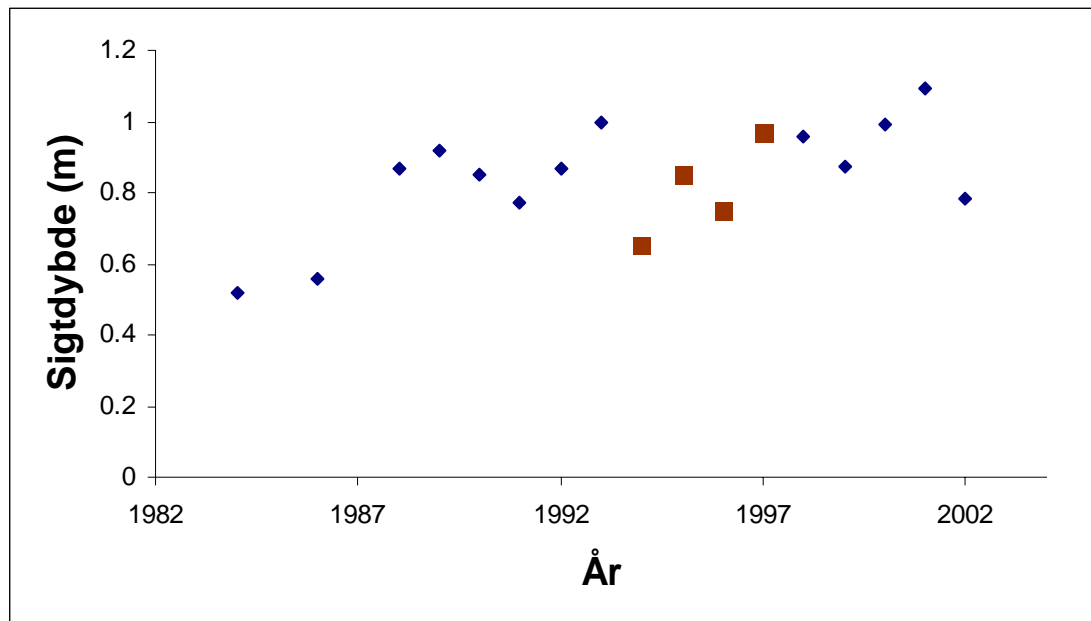


Appendix 2E

Søndersø, Københavns Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (5-11 målinger pr år)

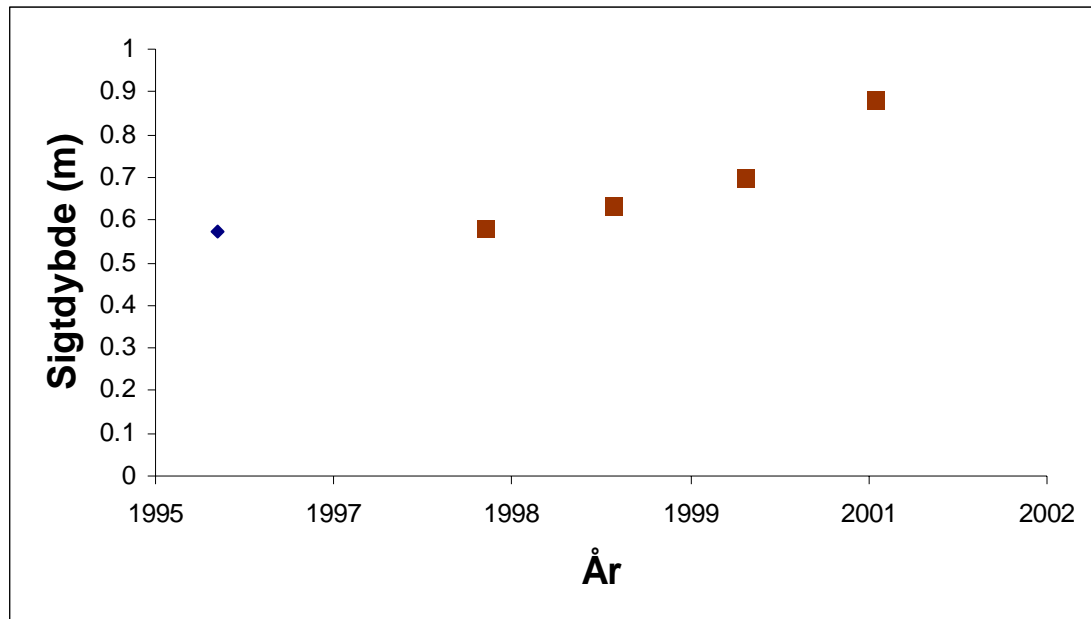


Appendix 2F

Tueholm Sø, Københavns Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

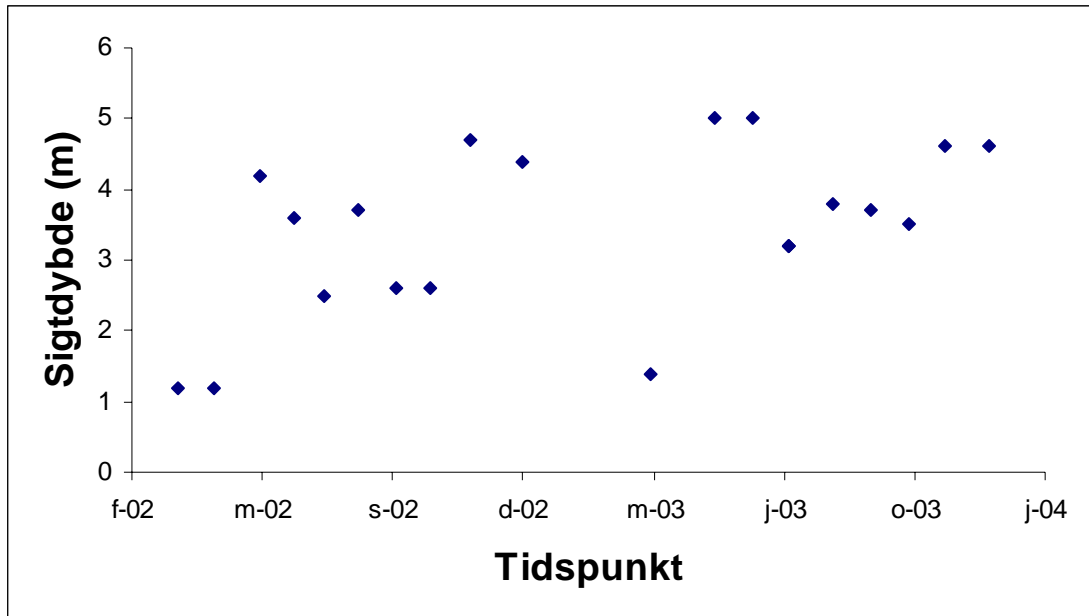
Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (2-6 målinger pr år)



Appendix 2G

Skt. Jørgen Sø Syd, Københavns Kommune

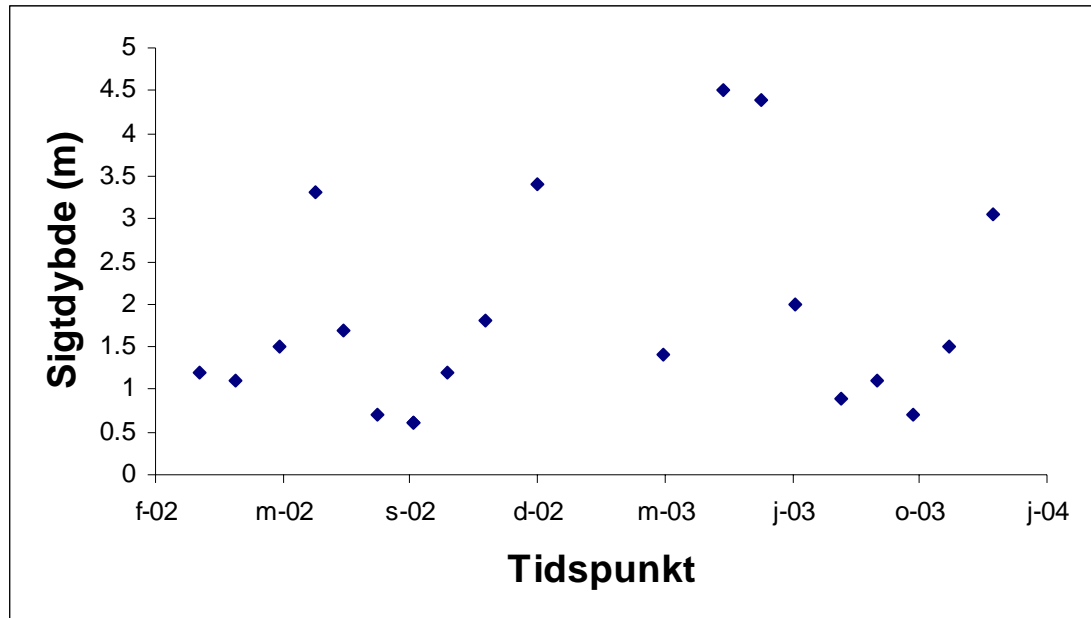
Opfiskninger af karpefisk og udsætning af geddeyngel blev indledt foråret 2002



Appendix 2H

Skt. Jørgen Sø Nord, Københavns Kommune

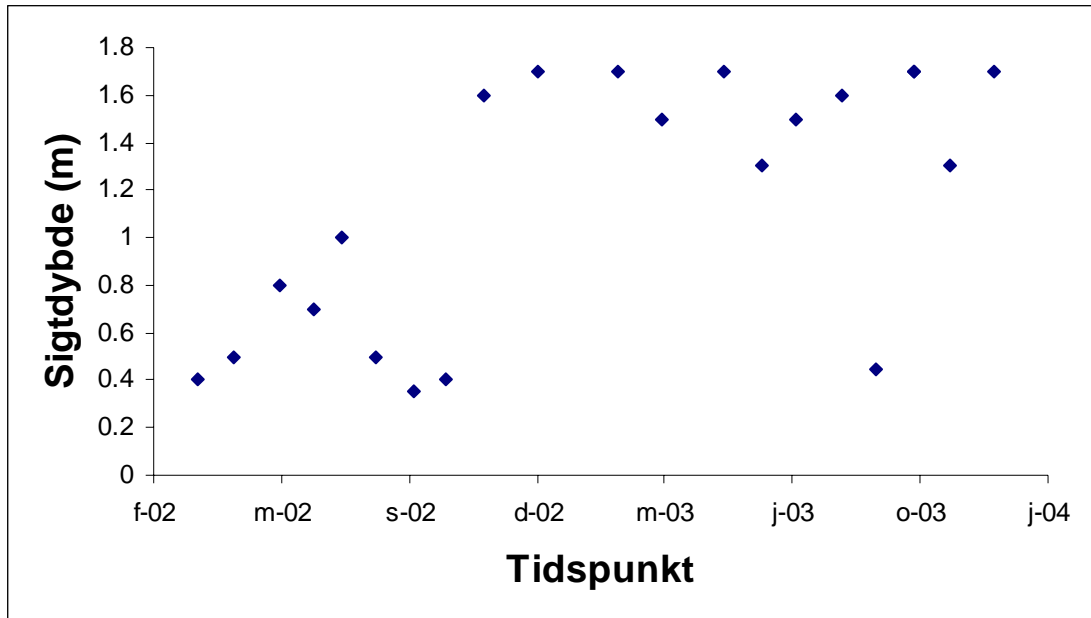
Opfiskninger af karpefisk og udsætning af geddeyngel blev indledt foråret 2002



Appendix 2I

Peblinge Sø, Københavns Kommune

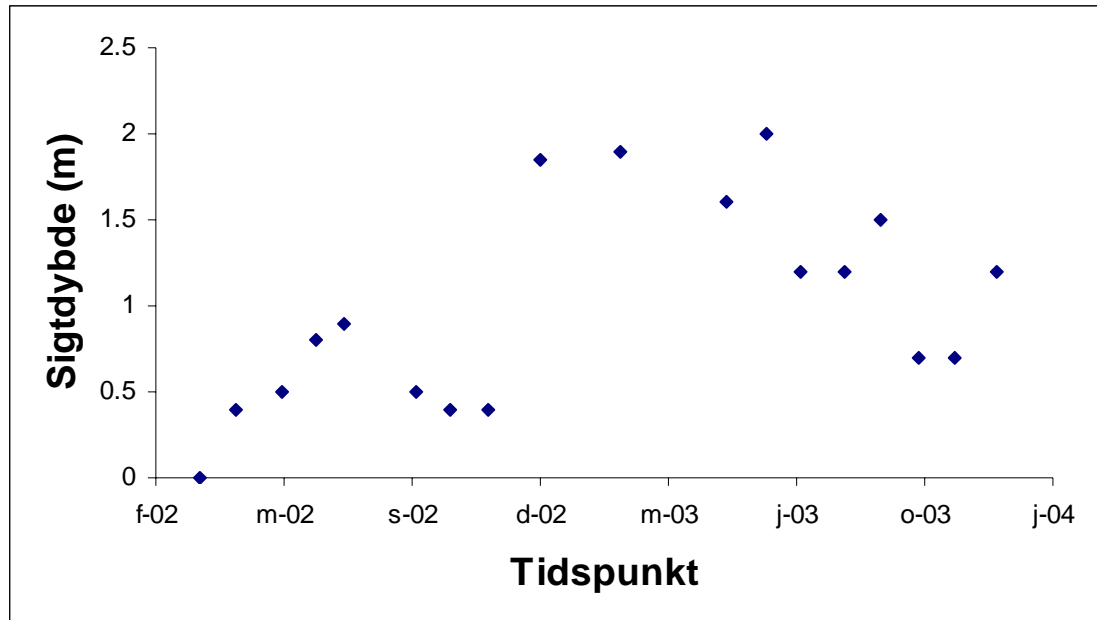
Opfiskninger af karpefisk og udsætning af geddeyngel blev indledt foråret 2002



Appendix 2J

Sortedam Sø Syd, Københavns Kommune

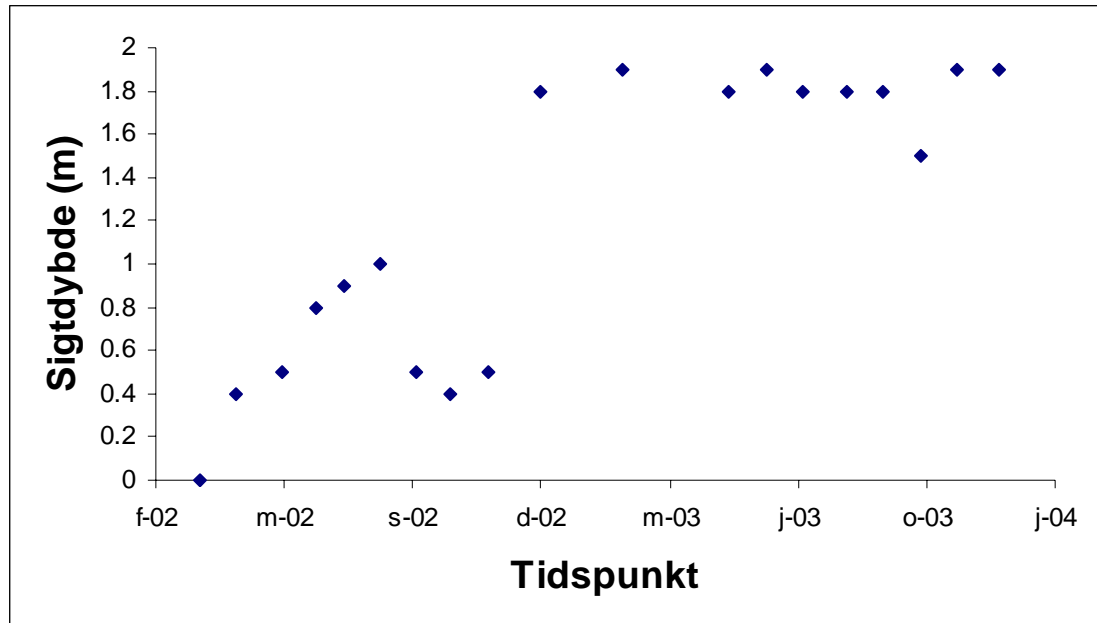
Opfiskninger af karpefisk og udsætning af geddeyngel blev indledt foråret 2002



Appendix 2K

Sortedam Sø Nord, Københavns Kommune

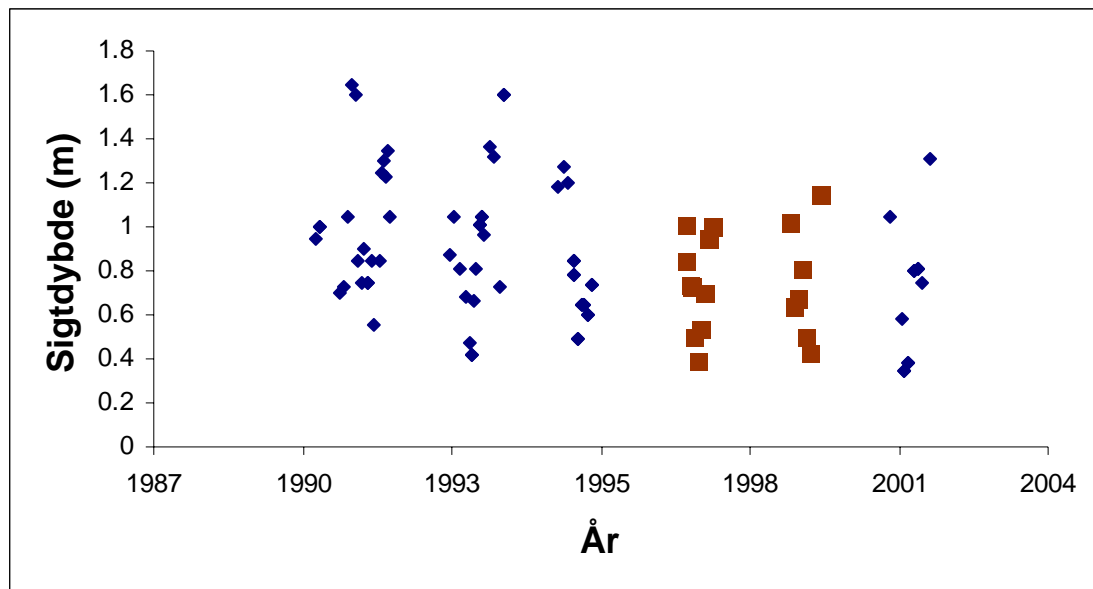
Opfiskninger af karpefisk og udsætning af geddeyngel blev indledt foråret 2002



Appendix 2L

Skær Sø, Ribe Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

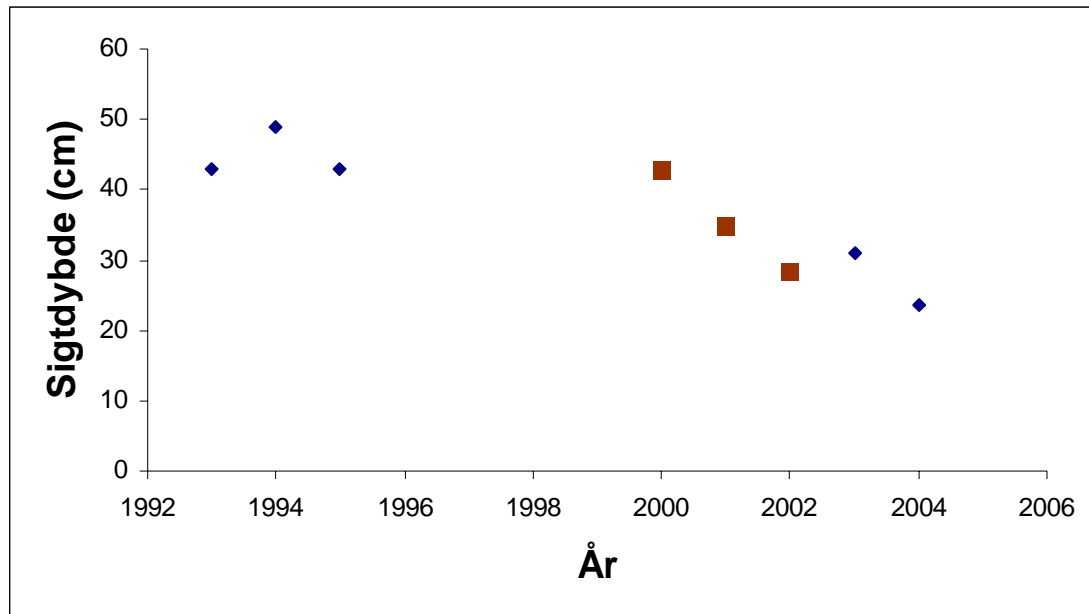


Appendix 2M

Gødstrup Sø, Ringkøbing Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtdybden (2000-2004) er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-August (18 målinger pr år). Sigtdybden 1993-1995 er tidsvægtet årsgennemsnit (www.ringamt.dk)

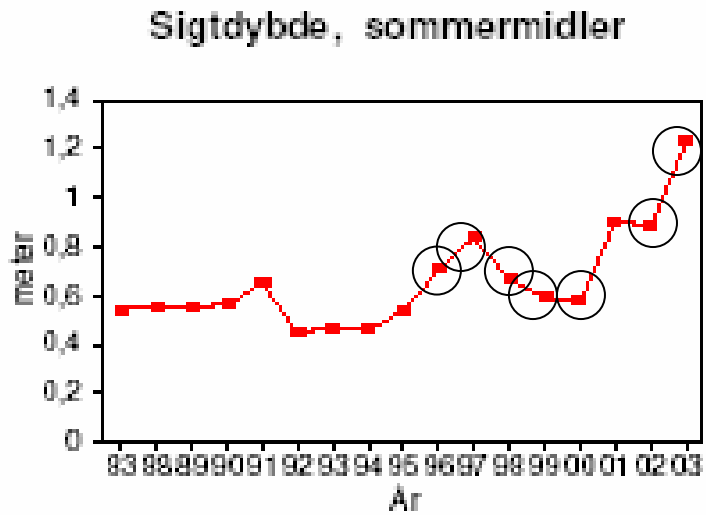


Appendix 2N

Borup Sø, Roskilde Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med cirkler

Kopieret fra Roskilde Amt (2004). Vandmiljøovervågning. Borup Sø, 1989-2003 pp 41 + bilag



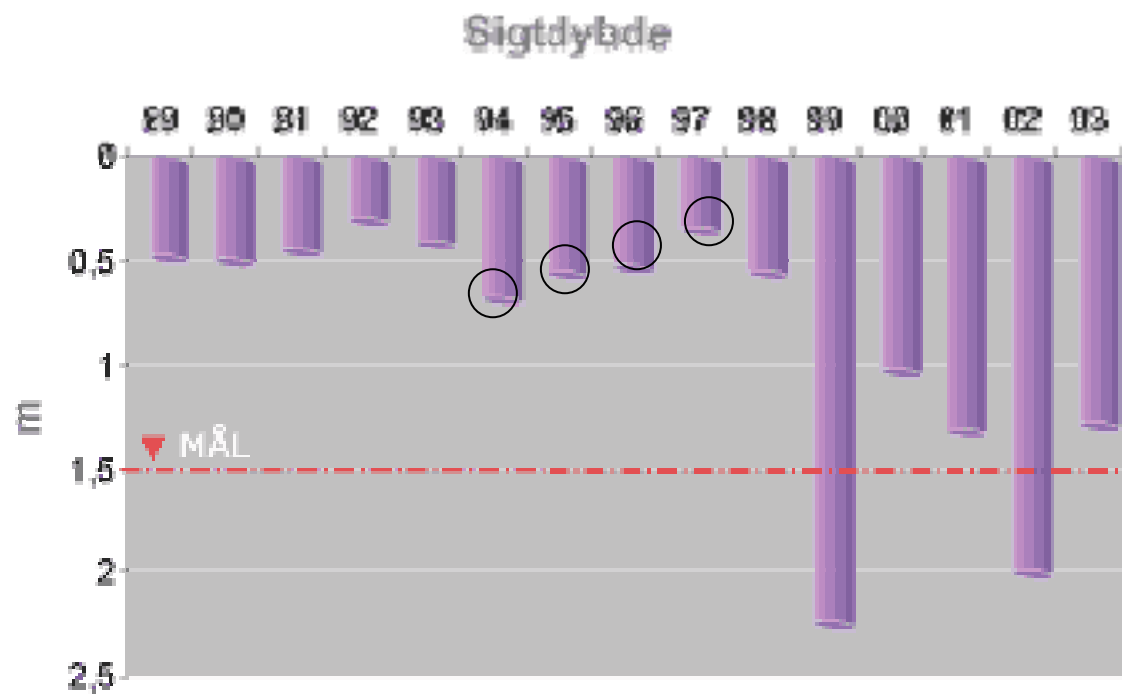
Figur 36. Den gennemsnitlige sommersigt dybde i 1983 og 1988-2003.

Appendix 20

Maribo Søndersø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med cirkler

Kopieret fra <http://www.stam.dk/get/24856.html>

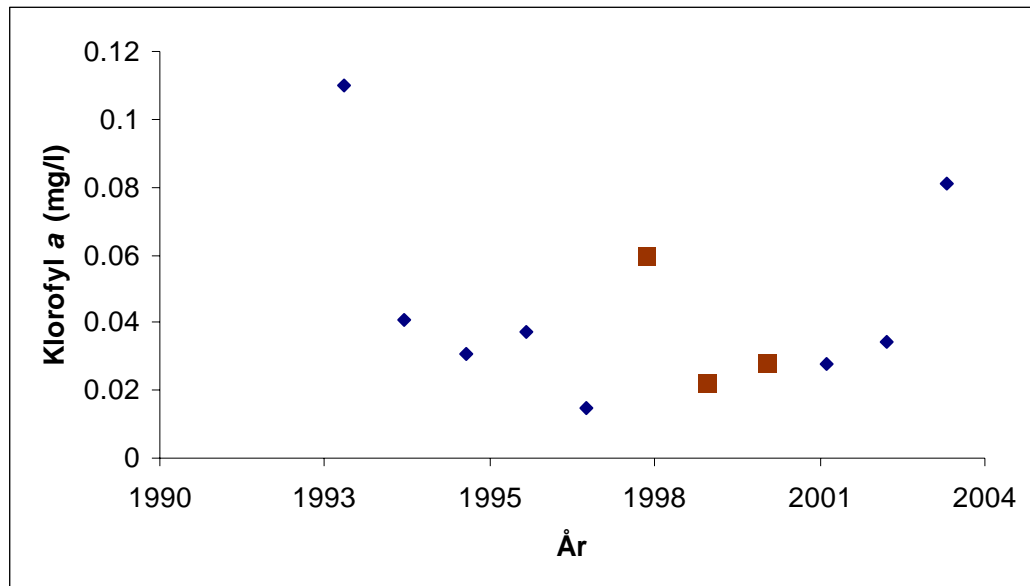


Appendix 2P

Huno Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-6 målinger pr år)

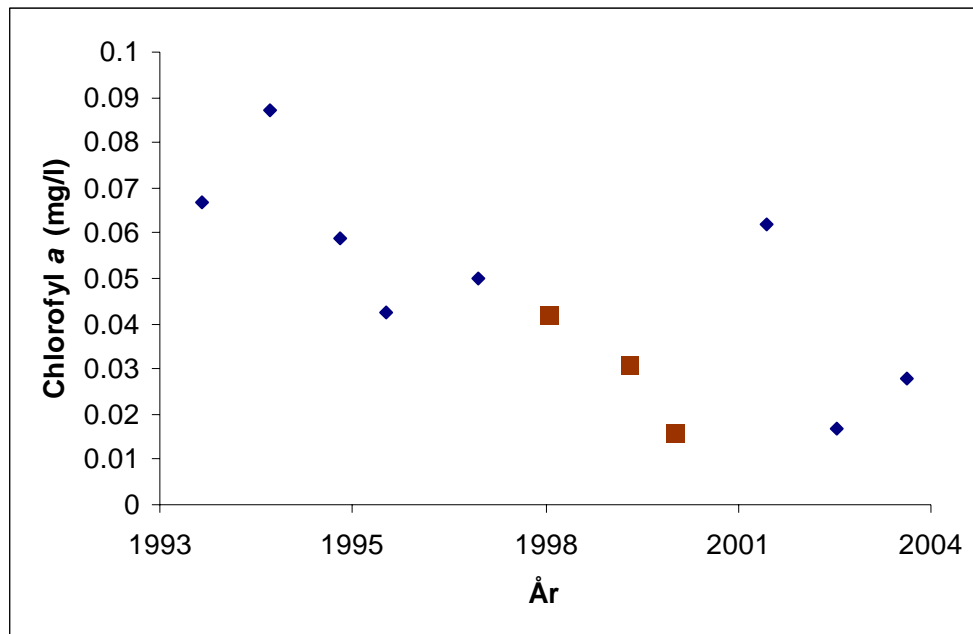


Appendix 2Q

Sakskøbing Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-5 målinger pr år)

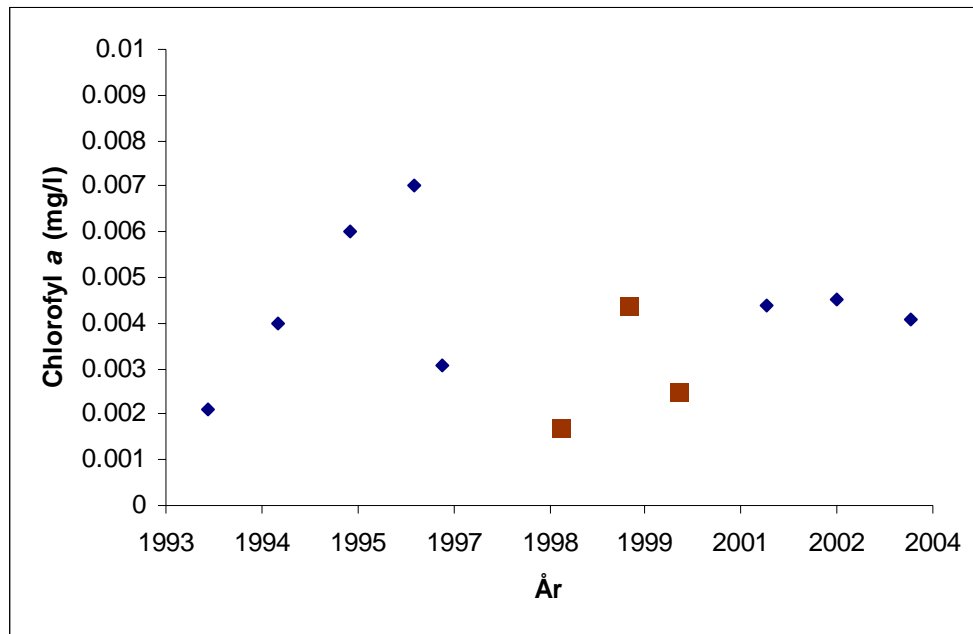


Appendix 2R

Listrup Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-7 målinger pr år)

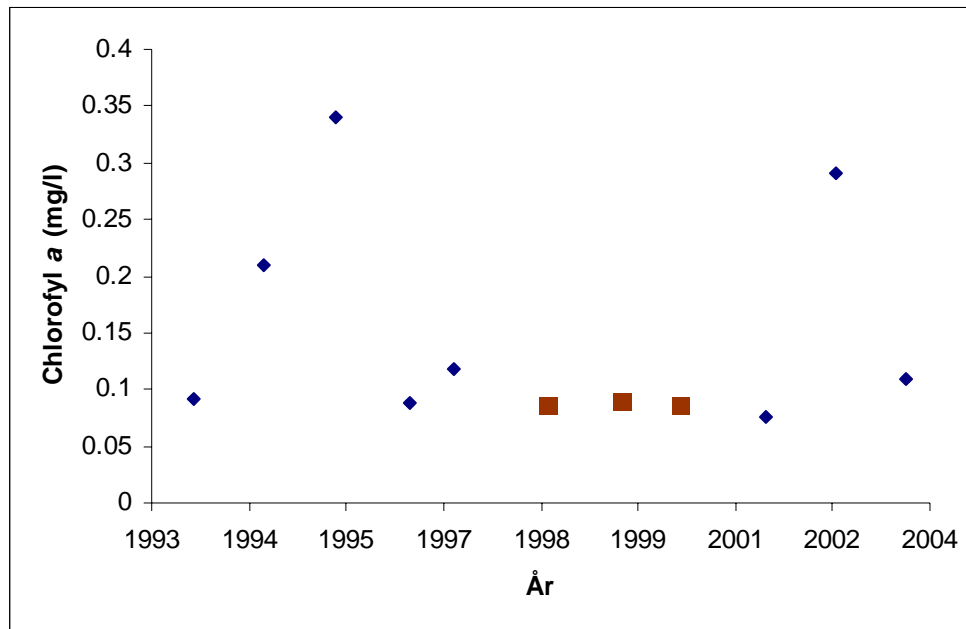


Appendix 2S

Hulemose Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-7 målinger pr år)

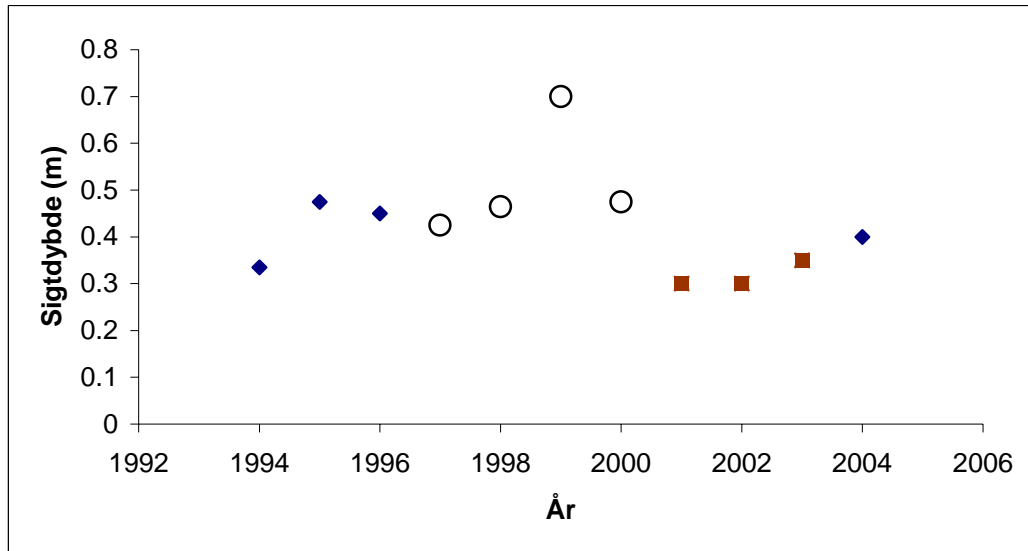


Appendix 2T

Glumsø Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med åben cirkel (udsat 200 gedder per ha) og firkant (udsat 1500 gedder per ha).

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-6 målinger pr år)

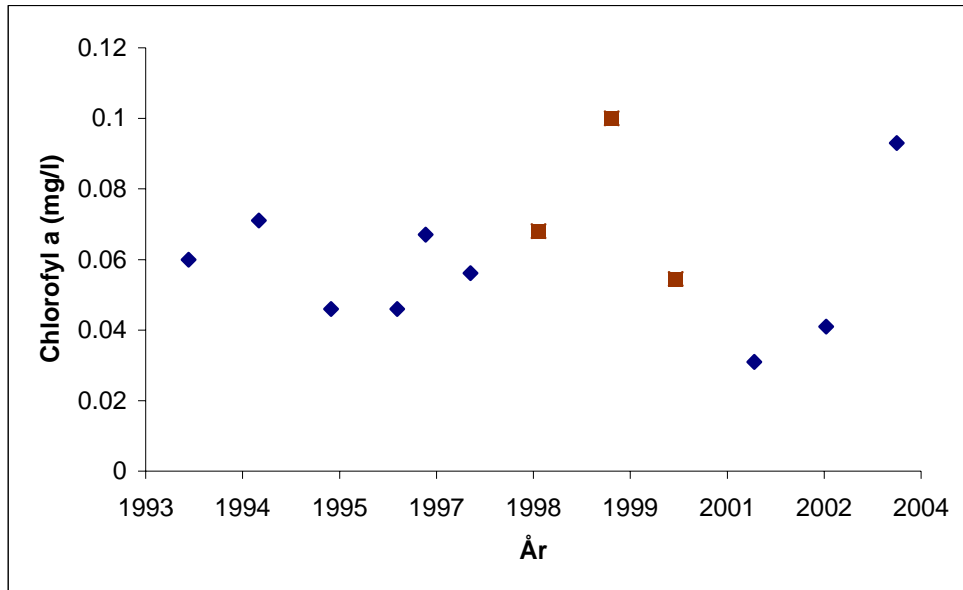


Appendix 2U

Store Geddesø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-7 målinger pr år)

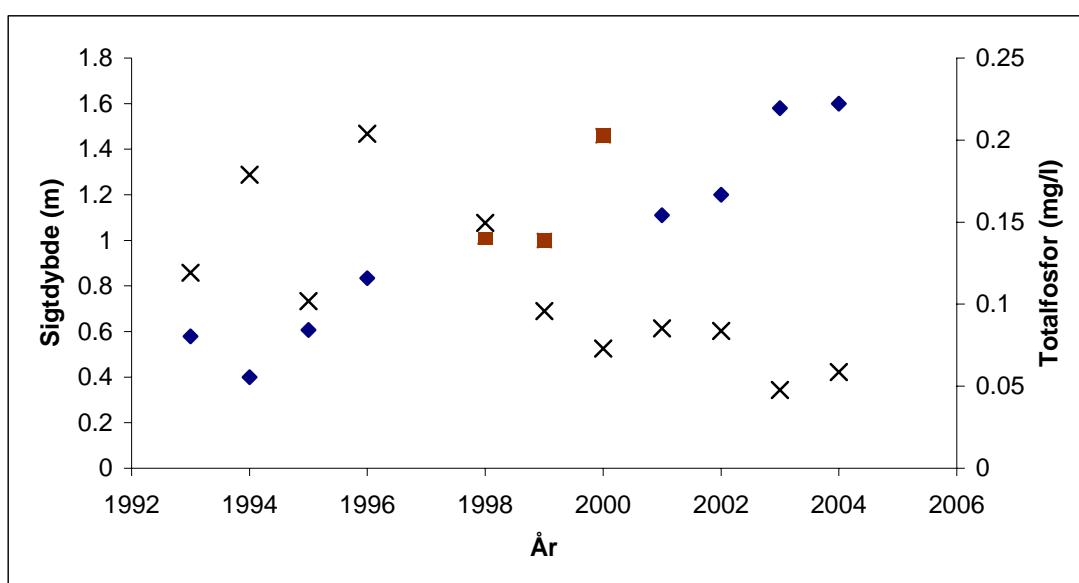


Appendix 2V

Hejrede Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med stor firkant

Sigtedybden (små og store firkanter) er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-10 målinger pr år). Figuren viser også søens gennemsnitlige indhold af totalfosfor om sommeren (1-10 målinger pr år)

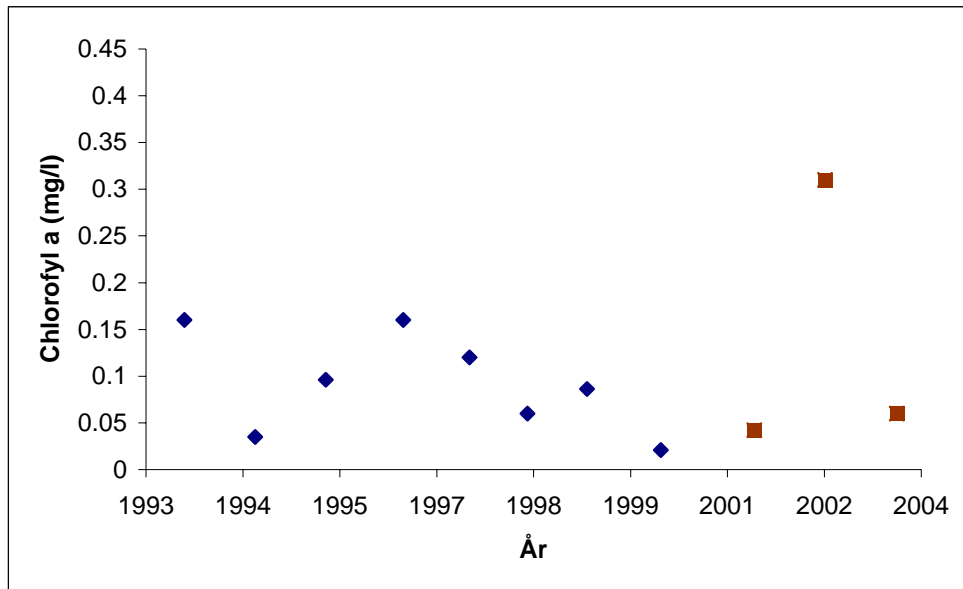


Appendix 2W

Gjorslev Mølleø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-7 målinger pr år)

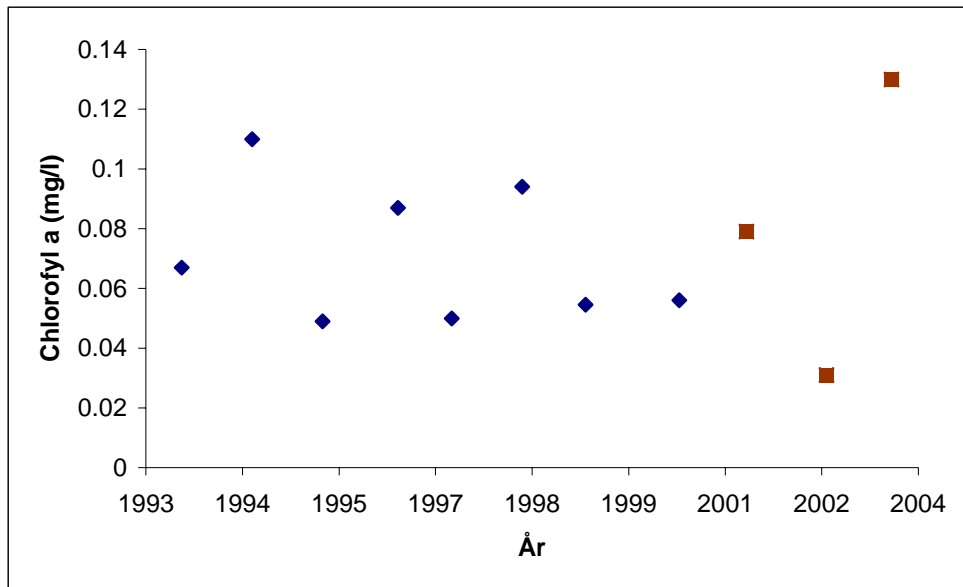


Appendix 2Y

Liselund (2) Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-8 målinger pr år)

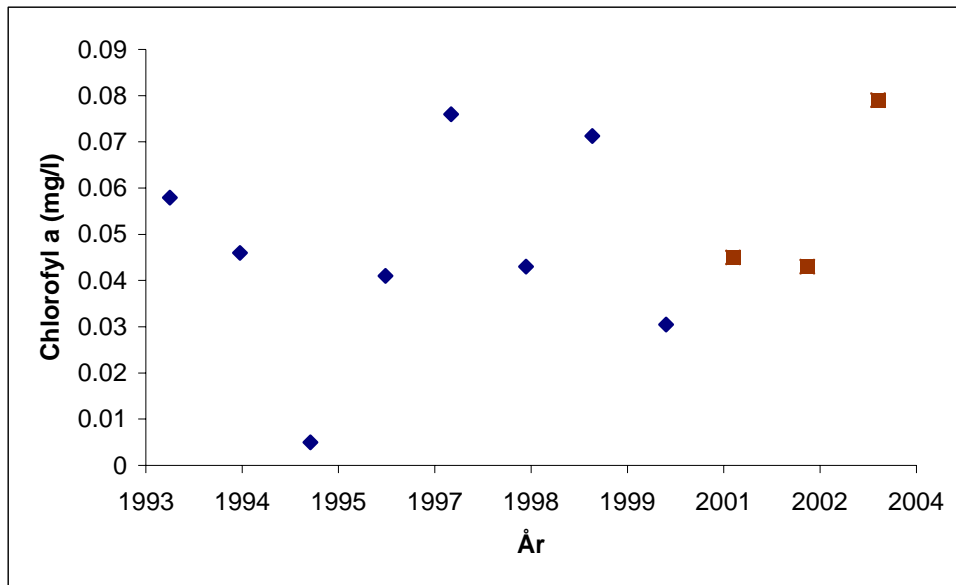


Appendix 2Z

Liselund (5) Sø, Storstrøms Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Klorofyl *a* er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (1-8 målinger pr år)

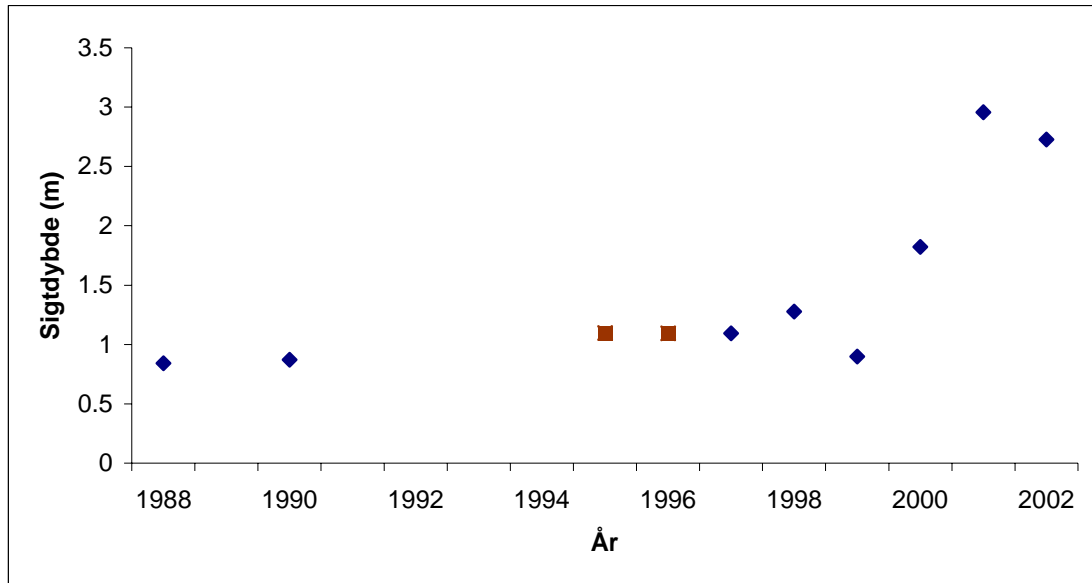


Appendix 2Æ

Vedbøl Sø, Sønderjyllands Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (7-13 målinger pr år)

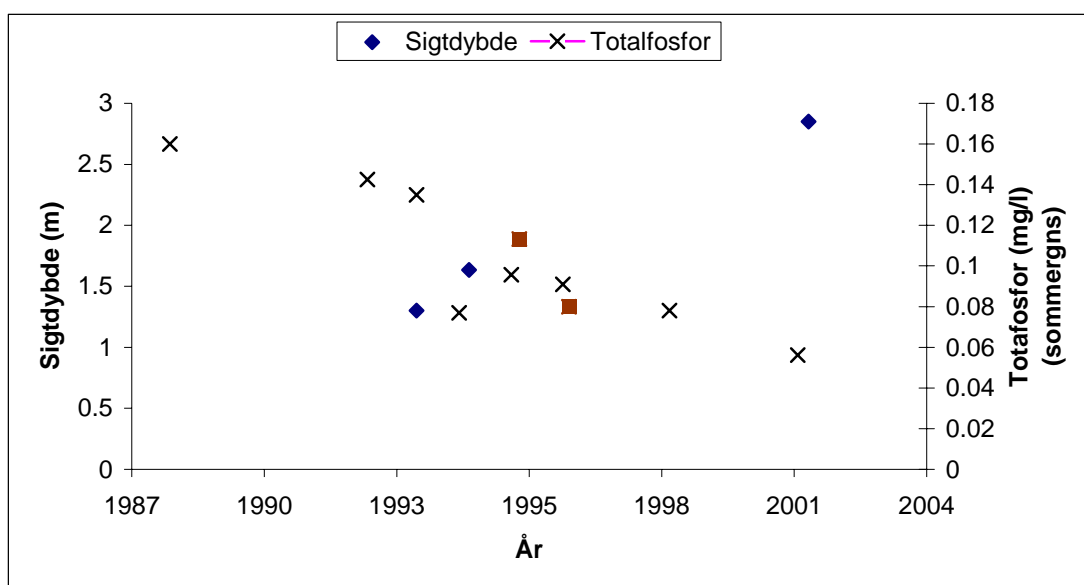


Appendix 2Ø

Sorø Sø, Vestsjællands Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtdybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (2-9 målinger pr år). Figuren viser også søens gennemsnitlige indhold af totalfosfor om sommeren (2-9 målinger pr år)

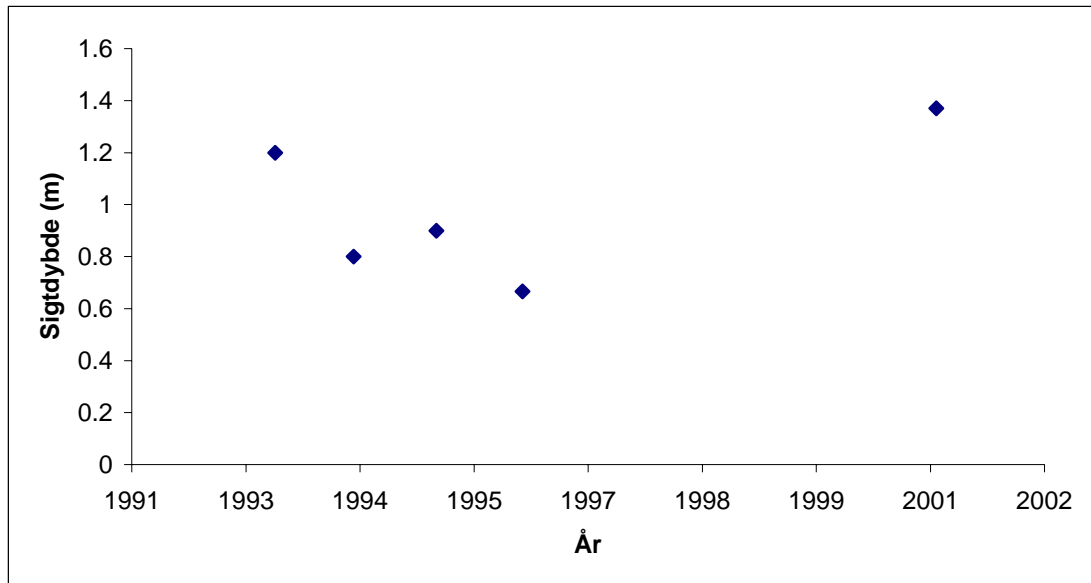


Appendix 2Å

Pedersborg Sø, Vestsjællands Amt

Der blev sat gedder ud fra og med 1997 til og med 2001. Der blev ikke taget prøver i den periode

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (3-5 målinger pr år).

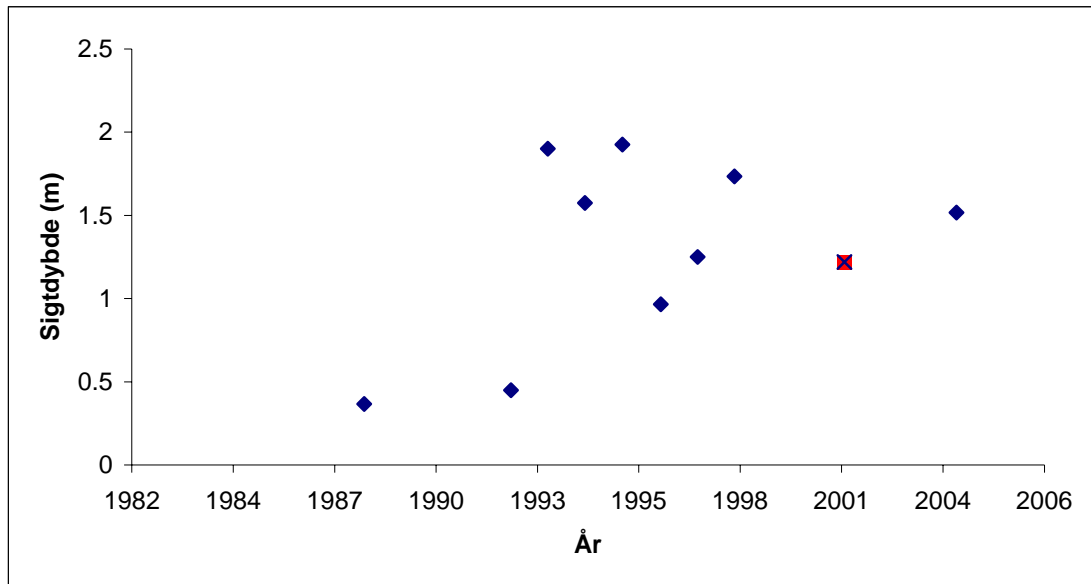


Appendix 2AA

Skarre Sø, Vestsjællands Amt

De år hvor gedder blev udsat i søen er markeret med firkant

Sigtedybden er udtrykt som gennemsnitlig værdi for maj-september (3-6 målinger pr år).



Appendix 3;

Konsumptionsmodellen

Modellen tager udgangspunkt i geddens daglige længde tilvækst (formel 1). Den daglige tilvækst blev dernæst brugt til at udregne den gennemsnitlige geddes totallængde til en given dag (i) i forsøgsperioden (formel 2), og ud fra længde-vægt sammenhænge blev dernæst den gennemsnitlige geddes vægt til en given (i) dag udregnet. Ved at subtrahere vægten for en gennemsnitsgedde til tiden t_i med vægten for en gennemsnitsgedde dagen før (t_{i-1}), fandt vi den daglige vægtforøgelse. Denne blev multipliceret med en omsætningsfaktor på 3,2, som siger noget om, hvor mange gram føde en gedde skal spise for at få en tilvækst på et gram. På den måde estimeres hvor mange gram føde gennemsnitsgedden indtager pr dag. Ved dernæst at dividere det daglige fødeindtag til en given dag med den gennemsnitlige vægt for et karpeskeyngel (formel 3a og 3b) til samme givne dag, blev det maximale antal af karpeskeyngel en gennemsnitsgedde kan konsumere beregnet (formel 4). Idet modellen også tager højde for sandsynligheden for at en gedde overlever til en given dag, samt sandsynligheden for at en gedde er rovfisk til en given dag, blev disse sandsynligheder multipliceret ind i modellen (formel 4). For at få en ide om den samlede konsumtion pr. ha blev en udsætningstæthed på 1000 gedder/ha også multipliceret på modellen, og endelig blev de daglige konsumtioner summeret for at få en samlet konsumtion i løbet af sæsonen.

Formel 1: gedde-ynglens daglige tilvækst

$$\Delta tl = \frac{TL_{t_F} - TL_{t_0}}{(t_F - t_0)}$$

hvor

TL_{t_F} = Den sidste gennemsnitlige totallængde (mm) observeret i forsøgssøerne i slutningen af august til tiden t_F

TL_{t_0} = Gennemsnitlig totallængde ved udsætningen (mm) til tiden t_0

Formel 2: Gedde-ynglens gennemsnitlige længde til en given dag

$$tl_{p_{ii}} = tl_{p_{ii-1}} + \Delta tl$$

hvor

$tl(p)_{ii-1}$ = geddens længde til tiden t_{i-1}

Δtl = daglig længde tilvækst (mm)

Formel 3a: Gennemsnitlig vægt af en karpeskeyngel til tiden (i)

$$WC_{ti} = WC_{ti-1} \times e^{gc \times (ti) - (ti-1)}$$

hvor

WC_{t_i} = Gennemsnitsvægten for en karpeskeyngel til dag t_i
 $WC_{t_{i-1}}$ = Gennemsnitsvægten for en karpeskeyngel til dag t_{i-1}
 g_c = Karpeskeynglens specifikke vækstrate (formula 3b)

Formel 3b: Karpeskeynglens specifikke vækstrate

$$g_c = (\log(W_{t_F}) - \log(W_{t_0})) / t_F - t_0$$

hvor

W_{t_F} = Gennemsnitsvægten for en karpeskeyngel i slutningen af august på dag t_F

W_{t_0} = Gennemsnitsvægten af en karpeskeyngel umiddelbart efter klækning på dag t_0

Formel 4: Geddeynglens konsumtion (antal) af karpeskeyngel (ha^{-1}) fra udsætning i maj til slutningen af august ved en udsætningstæthed på 1000 geddeyngel ha^{-1}

$$\sum_{i=1}^F I_{ii} = \frac{C(WG_{ii} - WG_{ii-1})}{WK_{ii}} * S * P * U$$

Hvor

C = geddeynglens omsætningskonstant for karpeyngel (3.2 (Diana, 1996))

WG_{ii} = gennemsnitsvægten af en geddeyngel til dag t_i

WG_{ii-1} = gennemsnitsvægten af en geddeyngel til dag t_{i-1}

WK_{ii} = gennemsnitsvægten af en karpeskeyngel til dag t_i

F = 108 hvis udsætningen er timet til karpeskeynglens klækning og 98 hvis udsætningen sker 10 dage senere end karpeskeynglens klækning

S = sandsynligheden for at en gennemsnitsgedde overlever til den givne dag

P = sandsynligheden for at en gennemsnitsgedde er rovfisk på den givne dag

U = udsætningstætheden af gedder ($1000 ha^{-1}$)

$i=1$ er dag 1 ved udsætning af geddeyngel og (t) er antallet af dage efter udsætning

DFU-rapporter – index

Denne liste dækker rapporter udgivet i indeværende år samt de foregående to kalenderår. Hele listen kan ses på DFU's hjemmeside www.dfu.min.dk, hvor de fleste nyere rapporter også findes som PDF-filer.

- Nr. 130-04 Bestanden af blåmuslinger i Limfjorden 1993 til 2003. Per Sand Kristensen og Erik Hoffmann.
- Nr. 131-04 Udsætningsforsøg med ørred (*Salmo trutta*) i Gudenåen og Randers Fjord, gennemført i 1982-83, 1987-89 og 1994-96. Stig Pedersen og Gorm Rasmussen
- Nr. 132-04 En undersøgelse af muligheder for etablering af måleprogram på såkaldte modeldambrug. Lars M. Svendsen og Per Bovbjerg Pedersen
- Nr. 133-04 Udnyttelse af strandkrabber. Knud Fischer, Ole S. Rasmussen, Ulrik Cold og Erling P. Larsen
- Nr. 134-04 Skjern Å's lampretter. Nicolaj Ørskov Olsen og Anders Koed
- Nr. 135-04 Undersøgelse af biologiske halveringstider, sedimentation og omdannelse af hjælpestoffer og medicin i dam- og havbrug, samt parameterfastsættelse og verifikation af udviklet dambrugsmodel. Lars-Flemming Pedersen, Ole Sortkjær, Morten Sichlau Bruun, Inger Dalsgaard & Per Bovbjerg Pedersen
- Nr. 135a-04 Supplerende teknisk rapport (Anneks 1 – 8) til DFU-rapport nr. 135-04. Undersøgelse af biologiske halveringstider, sedimentation og omdannelse af hjælpestoffer og medicin i dam- og havbrug, samt parameterfastsættelse og verifikation af udviklet dambrugsmodel. Lars-Flemming Pedersen, Ole Sortkjær, Morten Sichlau Bruun, Inger Dalsgaard og Per Bovbjerg Pedersen
- Nr. 136-04 Østersfiskeri i Limfjorden – sammenligning af redskaber. Per Dolmer og Erik Hoffmann
- Nr. 137-04 Hjertemuslinger (*Cerastoderma edule*) på fiskebankerne omkring Grådyb i Vadehavet, 2004. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl
- Nr. 138-04 Blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) og molboøsters (*Arctica islandica* L.) i det nordlige Lillebælt i 2004 (fiskerizone 37 og 39). Forekomster og fiskeri. Per Sand Kristensen
- Nr. 139-05 Smolt dødeligheder i Årslev Eng sø, en nydannet Vandmiljøplan II-sø, og Brabrand Sø i foråret 2004. Kasper Rasmussen og Anders Koed
- Nr. 140-05 Omplantede blåmuslinger fra Horns Rev på bankerne i Jørgens Lo og Ribe Strøm 2002-2004. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl
- Nr. 141-05 Blåmuslingebestanden i det danske Vadehav efteråret 2004. Per Sand Kristensen, Niels Jørgen Pihl og Rasmus Borgstrøm
- Nr. 142-05 Fiskebestande og fiskeri i 2005. Sten Munch-Petersen

- Nr. 143-05 Opdræt af torskeyngel til udsætning i Østersøen (forprojekt). Josianne G. Støttrup, Julia L. Overton, Christian Möllmann, Helge Paulsen, Per Bovbjerg Pedersen og Peter Lauesen
- Nr. 144-05 Skrubbeundersøgelser i Limfjorden 1993-2004. Hanne Nicolajsen
- Nr. 145-05 Overlevelsen af laksesmolt i Karlsgårde Sø i foråret 2004. Anders Koed, Michael Deacon, Kim Aarestrup og Gorm Rasmussen
- Nr. 146-05 Introduktion af økologi og kvalitetsmærkning på danske pionerdambrug. Lars-Flemming Pedersen, Villy J. Larsen og Niels Henrik Henriksen
- Nr. 147-05 Fisk, Fiskeri og Epifauna. Limfjorden 1984 – 2004. Erik Hoffmann
- Nr. 148-05 Rødspætter og Isinger i Århus Bugt. Christian A. Jensen, Else Nielsen og Anne Margrethe Wegeberg
- Nr. 149-05 Udvikling af opdræt af aborre (*Perca fluviatilis*), en mulig alternativ art i ferskvandsopdræt. Helge Paulsen, Julia L. Overton og Lars Brünner
- Nr. 150-05 First feeding of Perch (*Perca fluviatilis*) larvae. Julia L. Overton og Helge Paulsen. (Kun udgivet elektronisk)
- Nr. 151-05 Ongrowing of Perch (*Perca fluviatilis*) juveniles. Julia L. Overton og Helge Paulsen. (Kun udgivet elektronisk)
- Nr. 152-05 Vurdering af ernæringstilstand for aborre. Helge Paulsen, Julia L. Overton, Dorthe Frandsen, Mia G.G. Larsen og Kathrine B. Hansen. (Kun udgivet elektronisk)
- Nr. 153-05 Myndighedssamarbejdet om fiskeriet i Ringkøbing og Nissum fjarde. Redaktion: Henrik Baktoft og Anders Koed
- Nr. 154-05 Undersøgelse af umodne havørreders (grønlændere) optræk i ferskvand om vinteren. Anders Koed og Dennis Søndergård Thomsen
- Nr. 155-05 Registreringer af fangster i indre danske farvande 2002, 2003 og 2004. Slutrapport. Søren Anker Pedersen, Josianne Støttrup, Claus R. Sparrevohn og Hanne Nicolajsen
- Nr. 156-05 Kystfodring og godt fiskeri. Josianne Støttrup, Per Dolmer, Maria Røjbek, Else Nielsen, Signe Ingvarsdén, Christian Lastrup og Sune Riis Sørensen
- Nr. 157-05 Nordatlantiske havøkosystemer under forandring – effekter af klima, havstrømme og fiskeri. Søren Anker Pedersen
- Nr. 158-06 Østers (*Ostrea edulis*) i Limfjorden. Per Sand Kristensen og Erik Hoffmann
- Nr. 159-06 Optimering af fangstværdien for jomfruhummere (*Nephrops norvegicus*) – forsøg med fangst og opbevaring af levende jomfruhummere. Lars-Flemming Pedersen
- Nr. 160-06 Undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å samt smoltdødelighed ved passage af Ringkøbing Fjord 2005. Anders Koed

Nr. 161-06 Udsætning af geddeyngel i danske søer: Effektvurdering og perspektivering. Christian Skov, Lene Jacobsen, Søren Berg, Jimmi Olsen og Dorte Bekkevold