

Kvantificering af fosfortab

fra vådområder og lavvandede søer

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 12 juni 2023 | **08**

Tidligere versioner:
10. september 2013
15. oktober 2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Kvantificering af fosfortab fra vådområder og lavvandede søer

Forfatter(e): Carl Chr. Hoffmann¹, Brian Kronvang¹, Hans Estrup Andersen¹, Rasmus Jes Petersen¹, Søren E. Larsen¹, Henrik Tornbjerg¹, Ane Kjeldgaard¹, ²Henning Skovgaard Jensen, ²Thor Kolath og ³Charlotte Kjærgaard

Institution(er): ¹Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience, ²Syddansk Universitet, Biologisk Institut og ³Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

Faglig kommentering: Hans Thodsen og Martin Søndergaard

Kvalitetssikring, DCE: Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring: Else Vihlborg Staalsen

Ekstern kommentering: Der er ikke kommenteret på dette notat

Rekvirent: Miljøstyrelsen

Bedes citeret: Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Andersen, H.E., Petersen, R.J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Kjeldgaard, A., Jensen, H.S., Kolath, T. og Kjærgaard, C. 2023. Kvantificering af fosfortab fra vådområder og lavvandede søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 51 s. – Fagligt notat nr. 2023|08

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: AU Foto

Sideantal: 49

Indhold

Forord	4
1 Udlægning af prøvefelter og prøvetagning	5
2 Bestemmelse af vandstrømning gennem projektområdet	11
3 Sedimentation af P fra overrisling med drænvand fra det direkte opland	18
4 Beregning af sedimentation af fosfor fra vandløb ved oversvømmelse	20
5 Baggrund for beregning af fosforfrigivelse ved reetablering af vådområder	28
6 Fosfortab fra genetablerede og nye søer	32
7 Høst af biomasse	37
8 Referencer	38
Bilag 1 eksempler SANDbæk & LERbæk	40
Bilag 2. Prøvehåndtering og analyse	44
Bilag 3. Afrapporteringsskema	46
Bilag 4. Teknisk beskrivelse af undersøgelser bag P-frigivelse og Fe:P-forhold i søer	47

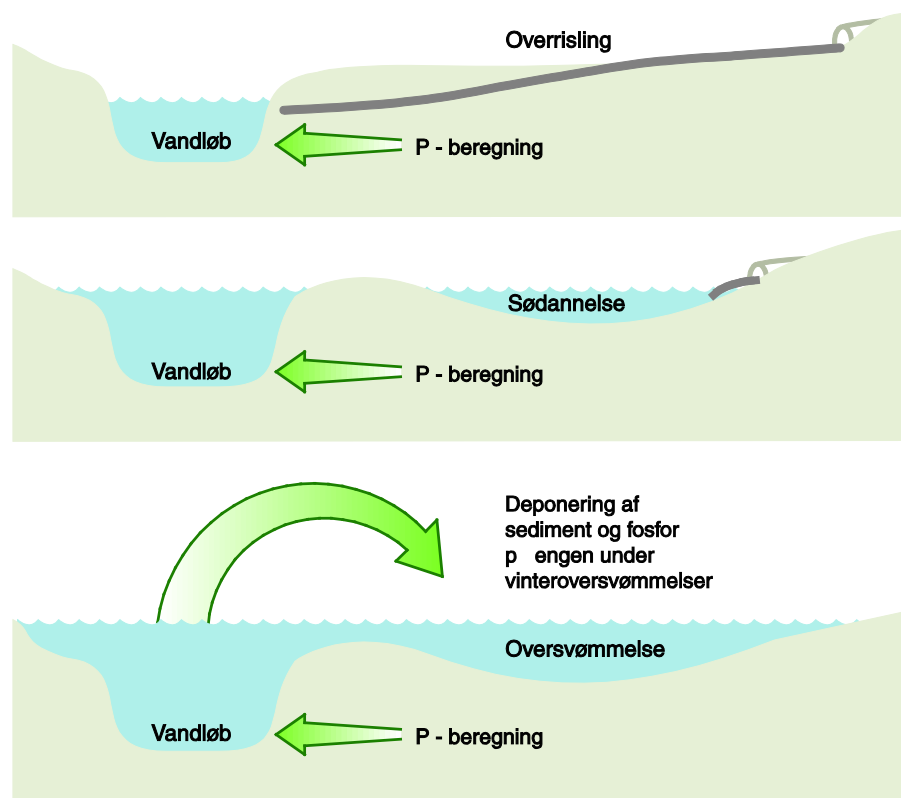
Forord

Denne vejledning er en opdatering af Notat fra DCE om "Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder," (senest revideret 15 oktober 2018), hvis indhold til dels er hentet fra Faglig Rapport fra DMU nr. 840, 2011. Vejledningen knytter sig til P-regnearket, der ligger på Miljøstyrelsens hjemmeside, og som anvendes i forbindelse med genetablering af vådområder og lavvandede søer. Baggrunden for opdateringerne er ny viden om genetablerede søer og opdatering af diverse formler med nye data.

Vejledningen og P-regnearket er ændret på flere punkter i forhold til den tidligere vejledning. Formlerne for base flow indeks (BFI) er blevet opdateret med de nyeste tilgængelige data. Der er inkluderet en særskilt formel for kvantificering af fosfortab (P-tab) fra nyetablerede/genetablerede søer. Formlen for kvantificering af P-tab fra vådområder anvender nu udelukkende formelen for oxisk interface, og beregningen af worst case scenariet er bortfaldet.

P-regnearket har fået 3 nye faneblade. Der er nu et faneblad om biomassehøst før vådlægning, og der er et faneblad, hvor der skal indtastes oplysninger til brug for kvantificering af P-tab fra søer. Endelig er der inkluderet et faneblad, hvorfra der på basis af DMI-gridnummer automatisk hentes oplysninger om nedbør, fordampning, arealanvendelse, sandprocent, lerprocent, og befæstet areal. DMI 10 x 10 km gridnumre er opdaterede, men både gamle og nye gridnumre kan anvendes i P-regnearket.

Figur 1.1. Figuren illustrerer tre typiske vådområdeprojekttyper. Når dræn og grøfter afbrydes, reetableres grundvandsgennemstrømningen igennem ådalssedimentet, og der kan i nogle tilfælde dannes lavvandede søer. Samtidig kan der forekomme overrisling/infiltration af drænvand, og hvor ådalens forhold tillader det også oversvømmelser med vandløbsvand.

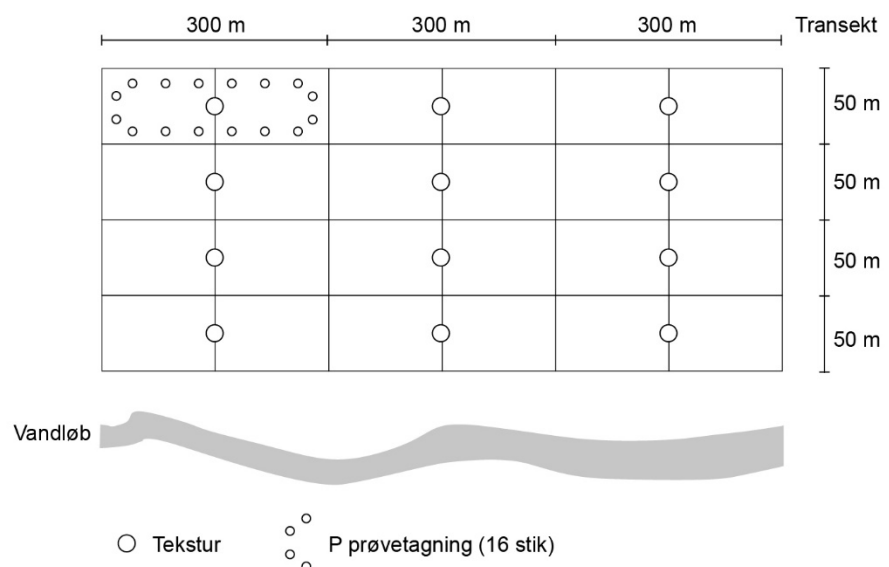


1 Udlægning af prøvelfelter og prøvetagning

1.1 Udlægning af prøvelfelter

I projektområdet udlægges et gridnet indeholdende en række traceer med prøvetagningsfelter og punkter til jordprofilbeskrivelse. De enkelte grids må maksimalt have størrelsen 300 m i bredden og 50 m i længden ned mod vandløbet, som illustreret i figuren nedenfor. Hvis projektområdet er meget heterogent med hensyn til arealanvendelse og jordtype, skal størrelsen på griddene nedsættes, så de repræsenterer homogene forhold inden for hvert grid. Midten af hvert grid markeres som et punkt, hvor der skal foretages en jordprofilbeskrivelse og udtages en prøve til volumenvægt-bestemmelse. Der skal således foretages en boring til profilbeskrivelse for hver 50 m væk fra vandløbet og for hver 300 m langs vandløbet. Samtidig registreres punktets UTM-koordinater med GPS. Hvis det viser sig, at der jordtypemæssigt eller arealanvendelsesmæssigt er behov for en finere inddeling, skal dette foretages, således, at griddene fremtræder som homogene enheder. Hvis det efter projektrealisering i praksis viser sig mest hensigtsmæssigt at følge markskel eller grænsen for høj vandstand/oversvømmelse, er dette i orden, blot man sørger for, at griddene er homogene og ikke overstiger den anførte maksimale størrelse. I forbindelse med arrondering vil man eventuelt få grids stødende op til grænsen mellem vådområde og opland, hvor kun en del af griddet bliver vådt. I dette tilfælde skal kun den del af gridarealet, der bliver vådt, medregnes, dvs. kun den våde del af arealet skal indtastes i regnearket.

Figur 1.2. Skematisk illustration af princippet for praktisk gennemførelse i felten ved borebeskrivelse og vurdering af hydraulisk ledningsevne i forbindelse med fosforlækage-beregning. Et grid er på maksimalt 300 m x 50 m = 1,5 ha. Der udtages en jordprøve i midten af griddet til bestemmelse af volumenvægt og en jordprøve bestående af 16 delprøver/stik ligeligt fordelt over hele griddet. Delprøverne mikses til en prøve til bestemmelse af Fe og P. Se også afsnit 2.3.



1.2 Jordprofil – praktisk udførelse

Profilbeskrivelsen skal foretages til 1 meters dybde, og der skal medsendes et foto af jordprofilerne, samt tages en GPS på punktet. Den praktiske udførelse af jordbunds karakteriseringen kan gøres ved, at man graver et firkantet hul og foretager jordprofilbeskrivelsen. Men man kan også udtage jordprøver med et hulbor til en dybde af 100 cm længde og foretage en såkaldt borebeskrivelse. Udgravning af et stort hul giver et godt visuelt billede af jordbundsforholdene, og man kan ofte erkende, hvor i jordprofilet vandet løber, men i

lavbundsområder fyldes hullet ofte meget hurtigt med vand, hvorfor metoden har sin begrænsning. Udtagning af jordkerner med hulbor eller andet prøvetagningsudstyr er mindre tidskrævende og samtidig kan man nå større dybder. Vandledende jordlag kan ofte erkendes, ved at laget "driver" af vand, eller ved at det er svært at få borekerne med op, da den glider af på grund af det høje vandindhold.

Jordart

I denne sammenhæng er jordart, tekstur og humusindhold de vigtigste elementer i jordbundskaraktiseringen. Følgende opdeling kan være hensigtsmæssig (simplificeret efter *Greve og Sørensen, 1992; Larsen et al., 1988*). Det er vigtigt at beskrive, hvilken jordart, man har med at gøre. Nogle af de jordarter, som er almindelige i vådområder, er:

- Ferskvandsaflejring
- Smeltevandsaflejring
- Morænesand
- Moræneler
- Gytje
- Tørv

Ferskvands- og smeltevandsaflejringer

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

Moræneaflejringer

Moræneaflejringer er typisk dårligt sorterede aflejringer. De varierer meget med hensyn til lerindhold. Man skelner overordnet mellem to typer moræneaflejringer:

- Morænesand (<ca. 15 % lerindhold)
- Moræneler (>ca. 15 % lerindhold)

Gytje

Gytje skal her forstås, som et finkornet organisk sediment dannet i søer, moser, i ådale eller på havbunden, og hvor de forskellige elementer er flyttet i forhold til deres oprindelige aflejringssted. Det organiske materiale er meget finkornet - minder om ler - og præger sedimentets overordnede karakter. En gytje skal indeholde mindst 50 % organisk stof. Der kan skelnes mellem to typer Gytje:

- Kalkgytje (farve: hvidlig)
- Anden gytje (farve: lysebrun - mørkebrun)

Tørv

(indeholder mindst 12-18 % kulstof)

- Fibrist: >2/3 fiberindhold (i.e. fibre > 0.15 mm); alternativ betegnelse: stærkt fiberholdig
- Hemist: 1/3-2/3 fiberindhold; alternativ betegnelse fiberholdig
- Saprist: <1/3 fiberindhold; alternativ betegnelse svagt fiberholdig

Omsætningsgrad af tørv

Som supplement til fiberindholdet angives tørvens omsætningsgrad (humositeten) ved anvendelse af følgende termer på en 5-punkts skala: uomsat - svagt omsat - moderat omsat - stærkt omsat - fuldstændig omsat. Har man at gøre med en tørvejord, hvor udgangsmaterialet oprindeligt er tørv, men hvor der er et vist mineralindhold (iblandet f.eks. ved sandfygning eller vandløbsaflejringer), kan man eventuelt inddrage indholdet af uorganisk materiale i de enkelte tørvlag på følgende måde:

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

I øvrigt får man kendskab til indholdet af organisk materiale fra glødetabsanalysen foretaget i forbindelse med de kemiske jordbundsanalyser.

Tekstur

Ved angivelse af en jordarts tekstur anvendes normalt et trekantsdiagram, fx. *Greve og Sørensens (1992)*. Ved hjælp af et trekantsdiagram angiver man en mineraljords teksturklasse ud fra jordartens relative indhold af sand, silt og ler. En sådan klassificering bør foretages af en øvet beskriver, eller alternativt sendes til teksturanalyse. Med henblik på de hydrauliske forhold i lavbunds-jorde, kan man dog ofte nøjes med en mere grov beskrivelse af jordarternes tekstur. For de lerede jordarter er det tilstrækkeligt i jordartsnavnet at angive dens overordnede lerede karakter, fx. moræneler og ferskvandsler, - og derfor undlade at angive en teksturklasse for jordarten. De grovteksturelle jordarter, fx. morænesand og mange ferskvands- og smeltevandsaflejringer, kan derimod på en grov måde beskrives ved hjælp af navnet på den kornstørrelse, der dominerer jordarten:

Teksturklasse - Dominerende kornstørrelse

Stenede og grusede kornstørrelser:

- Sten >20 mm
- Groft grus 6 - 20 mm
- Fint grus 2 - 6 mm

Sandede kornstørrelser:

- Grovsand 0,5 - 2,0 mm
- Mellemsand 0,125 - 0,500 mm
- Finsand 0,063 - 0,125 mm

Silt:

- Silt 0,002 - 0,063 mm

Ler

- Ler: <0,002 mm

Mellemsand kan evt. opdeles i fint mellemsand (0,125 - 0,200 mm) og groft mellemsand (0,200 - 0,500 mm). Det er også en god idé at angive jordartens sorteringsgrad, da den påvirker den hydrauliske ledningsevne. For eksempel er morænesand ofte dårligt sorteret. Morænesand har således ofte et vist indhold af ler og silt, hvilket ikke vil fremgå ud fra en teksturbeskrivelse ved hjælp af ovenstående grove klassifikationssystem. Ifølge det, vil morænesand f.eks. kunne blive betegnet "mellem- til grovsand", hvorimod et egentligt teksturelt trekantsdiagram evt. vil klassificere samme jordart som "lerholdigt siltet mellem- til grovsand". Det er derfor altid vigtigt, at man angiver, hvilket trekantsdiagram, man bruger, eller hvilket groft beskrivelsessystem - f.eks. det ovenstående - man anvender. Man bør altid angive hvilket beskrivelsessystem, der anvendes, da definitionen på hvad f.eks. "mellemsand" er, varierer fra beskrivelsessystem til beskrivelsessystem. Ved beskrivelse af sandede jordarters tekstur kan man med fordel anvende lup og mm-papir: korn fra jordarten fordeles på et lille stykke mm-papir og iagttages under lup. - For sandede jordarter kan man f.eks. udvælge et antal sandkorn, og for hvert enkelt af dem undersøge/vurdere, hvor mange der skal ligge efter hinanden, for at rækken af sandkorn bliver én mm lang.

Tildeling af hydraulisk ledningsevne til de beskrevne jordlag

Der foretages vurdering af tekstur i forhold til angivelse af hydraulisk ledningsevne for jordlagene i dybdeintervallerne 0-30 cm og 30-100 cm. På basis af teksturvurderingen angives en hydraulisk ledningsevne med udgangspunkt i tabel 1.1, der differentierer hydraulisk ledningsevne i forhold til jordtype og organogene jordes (tørv, gytje) omsætningsgrad.

Tabel 1.1. Hydrauliske ledningsevner for forskellige jordtyper.

Materiale	Mættet hydraulisk ledningsevne (m s ⁻¹)	Vurderet ledningsevne	Gennemstrømning	Permeabilitet
Groft grus og fint grus	$>1 \cdot 10^{-2}$	Meget høj	Meget høj	1
Grovkornet sand (500-2000 µm)	$1 \cdot 10^{-3}$	Meget høj	Meget høj	1
Uomsat tørv (ikke humificeret tørv)	$1 \cdot 10^{-3}$	Meget høj	Meget høj	1
Svagt omsat tørv (svagt humificeret tørv)	$1 \cdot 10^{-4}$	Høj	Høj	1
Mellemkornet sand (125-500 µm)	$1 \cdot 10^{-4}$	Høj	Høj	1
Mellemkornet sand med indslag af moderat omsat tørv	$5 \cdot 10^{-5}$	Moderat	moderat	0,5
Finkornet sand (63-125 µm)	$1 \cdot 10^{-5}$	Moderat	Moderat	0,5
Moderat omsat tørv	$5 \cdot 10^{-5}$	Moderat	Moderat	0,5
Gytjeholdigt sand	$1 \cdot 10^{-6}$	Lav	Lav	0
Stærkt omsat tørv	$1 \cdot 10^{-6}$	Lav	Lav	0
Silt	$1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-9}$	Meget lav	Meget lav	0
Ler	$1 \cdot 10^{-9} - 1 \cdot 10^{-11}$	Meget lav	Meget lav	0
Kalkgytje	$1 \cdot 10^{-11}$	Meget lav	Meget lav	0
Fuldstændig omsat tørv	$5 \cdot 10^{-7}$	Meget lav	Meget lav	0

Den vurdering, man foretager af jordprofilen, kan evt. indføres i et hjælpeskema, som vist nederst i bilag 3. Man kan dernæst foretage den endelige vurdering som vist i hjælpeskemaet. Den endelige vurdering foretages ved, at man tildeler strømningsmængder til de enkelte jordlag som beskrevet i kapitel 3.

Til brug for permeabilitetsvurderingen i regnearket anvendes den/de dominerende teksturer for de øverste 0 - 30 cm som angivet i tabel 1.1. Permeabilitetsvurderingen for de underliggende 30 - 100 cm foretages for at give en

mere detaljeret beskrivelse af den øverste meters jordlag, hvilket bl.a. kan fortælle om jordprofilet kan infiltrere drænvand ved overrisling af projektområdet.

1.3 Prøvetagning til P-risikovurdering

Formålet med udtagning af jordprøver til analyse er at vurdere risikoen for frigivelse af fosfor (P) fra jordens pulje af jernbundet P. Prøvetagningen fokuseres på dybden 0-30 cm, hvor P-indholdet generelt er størst. Kvaliteten af en risikovurdering afhænger af kvaliteten af det datamateriale, der ligger til grund for analysen, herunder hvor godt prøven repræsenterer arealet. Lavbundsarealer er generelt meget heterogene arealer, hvor jordtype og jordens indhold af jern og fosfor kan variere betydeligt inden for korte afstande både horisontalt og vertikalt.

Ved prøvetagning skal det sikres, at prøven er repræsentativ for det givne areal. Dette sikres bedst ved at inddele projektområdet i repræsentative arealenheder (grids som beskrevet i afsnit 1.1) og for hvert grid udtage én jordprøve der består af et større antal delprøver (16 stik per prøve). I stærkt afvigende mindre områder inden for et grid udtages ingen prøve, mens der for større afvigende områder bør udtages en selvstændig prøve. Grids bør ikke slås sammen på tværs af jordtyper og marker.

Udtagning af jordprøver

For hvert grid skal der udtages delprøver så de dækker hele gridet. Delprøver tages typisk med et jordspyd i den ønskede jorddybde 0-30 cm og samles til én enkelt jordprøve, der således er repræsentativ for hele gridet/delområdet. Der udtages en jordprøve bestående af 16 stik med jordspyd for hvert grid. I grids med forskellige jordtyper bør disse jordprøver ikke sammenblendes, men i stedet tages en jordprøve for hver jordtype. Hvor der indenfor prøvetagningsdybden er stor variation i jordtypen fx tørv og mineraljord, bør prøven tages indenfor den dominerende jordtype med angivelse af dybde for de respektive jordlag.

Udtagning af volumenprøver

Ved jordprøvetagning skal der for hvert delområde (grid) udtages minimum én volumenprøve til bestemmelse af jordens volumenvægt. Volumenprøven bør udtages med volumenbor (fx volumenbor fra Eijkelkamp til lavbunds-jorde, 04.15.SA / 04.15.SB, www.eijkelkamp.com). Ved prøvetagningen udtages én intakt jordkerne på 30 cm. Det er meget vigtigt, at jordkernens længde måles i felten, så der efter tørvægtsbestemmelse kan beregnes en volumenvægt. Denne parameter indgår i den endelige risikovurdering. Foruden jordkernens længde skal også volumenborets indre diameter angives præcist, da denne indgår i beregning af prøvens volumenvægt. Efter udtagning overføres jordkernen til prøvebeholder og sendes til tørvægtsbestemmelse mhp. beregning af jordens volumenvægt (se bilag 2 & 3).

Stedfæstning af prøvefelter med GPS-koordinater

For hvert delområde registreres UTM-koordinaten med GPS for delområdets midtpunkt, så den udtagne jordprøve kan stedfæstes. Koordinaterne afrapporteres sammen med analysedata og volumenvægt på afrapporteringsskema (bilag 3).

Prøvehåndtering og analyse

Jordprøver skal opbevares på køl (< 4°C) indtil analyse. I laboratoriet skal der på jordprøven laves bestemmelse af bicarbonat-dithionit (BD), ekstraherbart Fe (Fe_{BD}) og -P (P_{BD}). Volumenprøven skal tørres ved 105°C, vejes og prøvens volumenvægt beregnes. Håndtering og metoder for analyser af prøver er beskrevet i bilag 2 (side 44). Forudsætningen for at kunne lave risikovurderingen er at prøvehåndtering og analysen gennemføres nøjagtigt som beskrevet i bilag 2.

1.4 Bemærkninger vedrørende udtagning af jordprøver

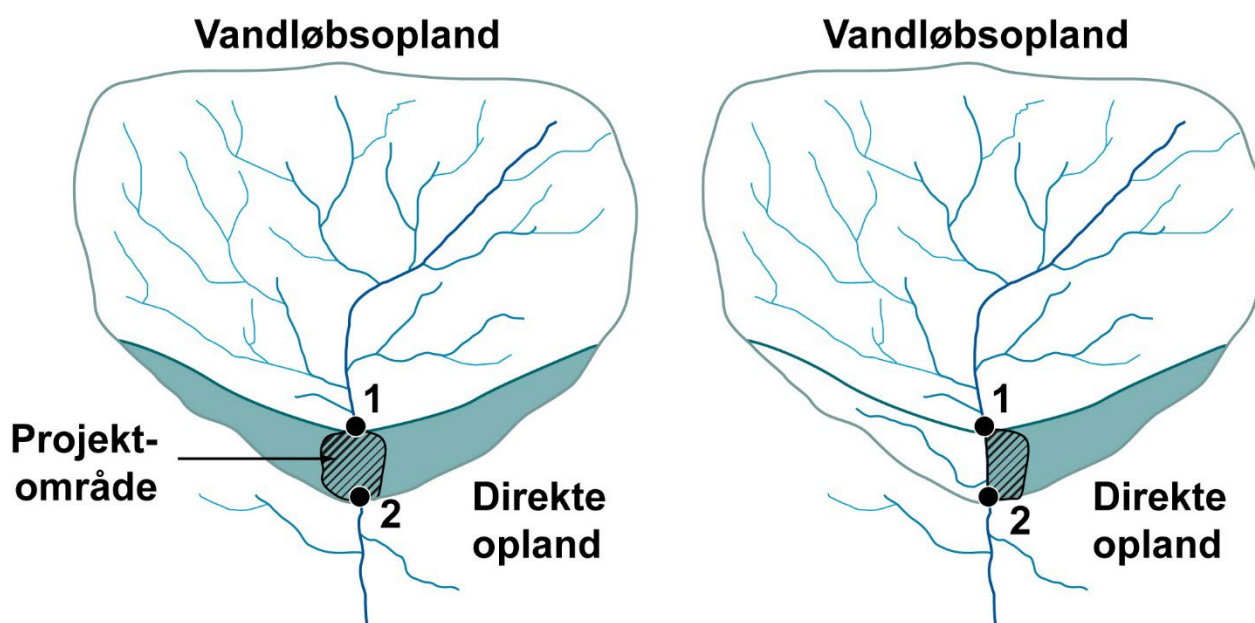
Ved meget store projekter dvs. > 100 - 150 ha:

Opdeling af projektarealet i lige store delområder (grids) kan fraviges, hvis projektområdet er meget stort og hvis mark-, jordtype- og arealanvendelses- skel tilsiger dette og der dermed kan opnås delområder (grids), der er ensartede med hensyn til jordtype, dyrkningsforhold og lignende. Der skal selvstændigt redegøres for fravigelsen af opdeling i grids og inddeling af projektarealet på anden måde.

2 Bestemmelse af vandstrømning gennem projektområdet

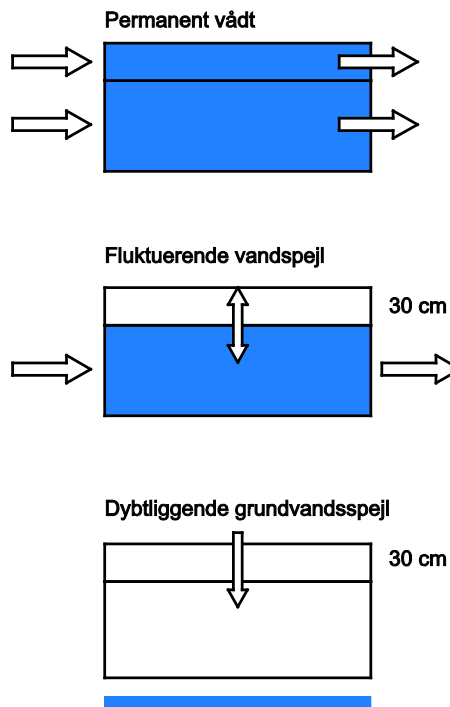
2.1 Baggrund for vurdering af vandgennemstrømning

Udgangspunktet for beregningen er, at den samlede nettonedbør for det direkte opland til projektområdet skal passere gennem projektområdet, da dette ligger på grænsen til vandløbet som er recipienten (se figur 2.1 for en definition af hhv. det direkte opland og vandløbsoplandet). Arealet af projektområdet indgår i arealet af det direkte opland ved beregningen af nettonedbør. Det er den helt overfladenære del af denne strømning, der er af betydning for udvaskning af fosfor. Vandstrømningen vurderes for hvert grid. Der skelnes forsimplet mellem tre forskellige situationer (fig. 2.2): (i) prøvefeltet er permanent vådt, og strømmingen foregår lateralt (horisontalt) gennem hele profilet, opløst fosfor transporteres konvektivt, (ii) grundvandspejlet er tæt på jordoverfladen, der er udveksling af fosfor mellem den umættede og den mættede zone gennem diffusion samt konvektivt med nedsivende nedbør, i den mættede zone sker der en lateral, konvektiv transport af fosfor, (iii) grundvandspejlet ligger dybere end 1 m, fosfor, der desorberes af nedsivende nedbør, bindes igen, før det når vandmættede, reducerede forhold.



Figur 2.1. Skitserne viser et vådområde, som befinder sig mellem punkt 1 og punkt 2, samt det direkte opland til vådområdet og vandløbsoplandet. På skitsen til venstre ligger vådområdet på begge sider af et vandløb, mens vådområdet på skitsen til højre kun ligger på den ene side af vandløbet. Arealet af vandløbsoplandet beregnes fra punkt 1 og opstrøms. Arealet af vandløbsoplandet bruges i forbindelse med beregningerne af sedimentation ved oversvømmelser (se kap. 5). Arealet af det direkte opland findes ved først at beregne vandløbsoplandene til hhv. punkt 1 og punkt 2 og dernæst finde differencen mellem arealnet. Projektarealet indgår i beregningen af nettonedbøren. Hvis vådområdet kun ligger på den ene side af vandløbet, skal man huske at korrigere for dette.

Figur 2.2. Tre strømningssituationer, hvor prøvefeltet er hhv. (i) permanent vådt, (ii) med højtliggende grundvandsspejl der fluktuerer inden for den øverste 1 m og (iii) med dybereliggende grundvandsspejl.



2.2 Princip for beregning

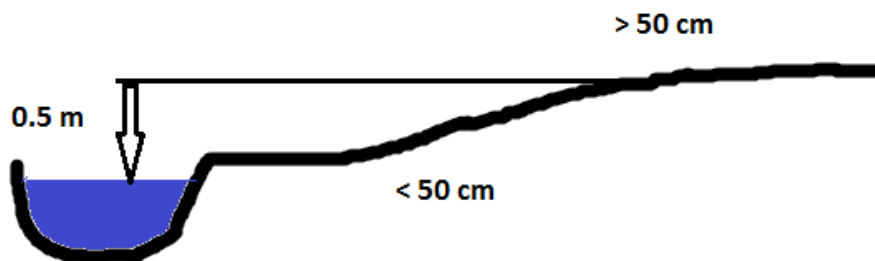
Den overfladenære del af strømmingen kvantificeres ved hjælp af Base Flow-indekset, BFI (Institute of Hydrology, 1993), der separerer vandløbshydrografen i en overfladenær komponent og en grundvandskomponent. Efterfølgende vurderes det på grundlag af dræningsintensiteten i prøvefeltet samt sedimenternes permeabilitet, hvor stor en del af den overfladenære afstrømning, der kan passere det øverste jordlag (0 – 30 cm). Nedenfor opridses først beregningsproceduren opdelt på de tre strømningssituationer, og derefter følger en beskrivelse af, hvordan de enkelte elementer i beregningen tilvejebringes:

Prøvefeltet er permanent vådt (situation (i)):

1. BFI beregnes for det direkte opland (dimensionsløs)
2. Arealet af det direkte opland til projektområdet beregnes (m^2)
3. Projektområdets areal beregnes (m^2)
4. Nettonedbøren for oplandet til projektområdet beregnes ($mm \text{ år}^{-1}$).
5. Den overfladenære strømning, Q_{OF} , beregnes: $Q_{OF} = (1 - BFI) \cdot \text{gennemsnitlig årlig nettonedbør} \cdot \text{Arealet af det direkte opland}$ ($m^3 \text{ år}^{-1}$).
6. Den overfladenære strømning skal passere projektområdet og omregnes til en arealafstrømning: $Q_{OF_areal} = [Q_{OF} / \text{Projektområdets areal}]$ ($mm \text{ år}^{-1}$). Hermed antages det, at vandet passerer homogent gennem hele arealet før udløb i vandløbet. Udtrykket anvendes i det videre forløb til at vandet får en ligevægts-P-koncentration (EPC_0), hvorefter der ikke desorberes mere P.
7. På grundlag af dræningsintensitet i prøvefeltet samt sedimenternes permeabilitet beregnes for hvert prøvefelt hhv. en drænfaktor (værdi mellem 0 og 1) og en permeabilitetsfaktor (værdi mellem 0 og 1), som for hvert prøvefelt adderes (max sum = 1) og summen multipliceres på Q_{OF_areal} .

Hvis den vægtede Q_{OF_areal} er mindre end nettonedbøren for projektområdet, anvendes $Q_{OF_areal} = \text{nettonedbøren}$. Herved er der for hvert prøvefelt beregnet en gennemstrømning (mm år^{-1}), som kan anvendes til beregning af fosforlækage for det enkelte prøvefelt ved hjælp af ligning 5.1 (kapitel 5, side 29).

Figur 2.3. Prøvefeltets placering hhv. lavere end 50 cm over vandløbets sommermiddelvandstand og højere end 50 cm over vandløbets sommermiddelvandstand.



Prøvefeltet er delvist vådt (situation (ii)):

1. BFI beregnes for det direkte opland (dimensionsløs)
2. Arealet af det direkte opland til projektområdet beregnes (m^2)
3. Projektområdets areal beregnes (m^2)
4. For hvert prøvefelt vurderes, om det ligger hhv. mindre end 50 cm over sommermiddelvandstand i vandløbet, eller om det ligger mere end 50 cm over sommermiddelvandstand i vandløbet.
5. Nettonedbøren for oplandet til projektområdet beregnes (mm år^{-1}).
6. Den overfladenære strømning, Q_{OF} , beregnes: $Q_{OF} = (1 - \text{BFI}) * \text{Nettonedbør} * \text{Arealet af det direkte opland}$ ($\text{m}^3 \text{ år}^{-1}$).
7. Den overfladenære strømning skal passere projektområdet og omregnes til en arealafstrømning: $Q_{OF_areal} = [Q_{OF} / \text{Projektområdets areal}]$ (mm år^{-1}). Hermed tages der højde for, at vandet skal passere gennem hele arealet før udløb i vandløbet.
 - For prøvefelter mindre end 50 cm over sommermiddelvandstand (fig. 2.3): den beregnede Q_{OF_areal} anvendes.
 - For prøvefelter, der ligger højere end 50 cm over sommermiddelvandstand (fig. 2.3) reduceres vandstrømningen, idet det antages, at den kun foregår i 4 måneder om året: $Q_{OF_areal} = (4/12) * Q_{OF_areal}$.
8. På grundlag af dræningsintensitet i griddet/prøvefeltet samt sedimenternes permeabilitet bestemmes for hvert prøvefelt hhv. en drænfaktor (værdi mellem 0 og 1) og en permeabilitetsfaktor (værdi mellem 0 og 1), som for hvert prøvefelt adderes (max sum = 1) og summen multipliceres på Q_{OF_areal} . Tærskelværdi: hvis den vægtede Q_{OF_areal} er mindre end nettonedbøren for projektområdet, anvendes $Q_{OF_areal} = \text{nettonedbøren}$. Herved er der for hvert grid/prøvefelt beregnet en gennemstrømning (mm år^{-1}), som kan anvendes til beregning af fosforlækage for det enkelte prøvefelt ved hjælp af ligning 5.1 (kapitel 5, side 29).

Grundvandsspejlet ligger altid dybere end 1 m i prøvefeltet (situation (iii)):

- $Q_{OF_areal} = 0$.

2.3 Beregning af Base Flow-indeks (BFI)

BFI beregnes på grundlag af karakteristika for det direkte opland til projektområdet efter nedenstående ligninger, der inddrager georegion (et nummer mellem 1 og 9, se fig. 2.4), korrigeret nettonedbør for det direkte opland (variablen nedb_kor_mm, mm år⁻¹), andelen af lerjord clay_pct, % og andelen af det befæstede areal (variablen befast_pct, %) i det direkte opland.

Ovennævnte variable er inkluderet i et særskilt faneblad i P-regnearket og anvendes direkte i BFI-beregningen, når man har indtastet DMI-gridnummer eller gridnumre i P-regnearket. I den ledsagende fil ligger kort over DMI-gridnumre, som skal indtastes for vandløbsoplandet og det direkte opland. Hvis et vandløbsopland eller et direkte opland strækker sig over flere grids, kan man indtaste disse numre i P-regnearket. Både nye og gamle DMI-gridnumre kan anvendes.

Det skal bemærkes, at man for det direkte opland selv kan indtaste lerprocent og befæstet areal i procent, hvis dette skulle afvige fra DMI-griddets procentuelle angivelser (Celle M29 og M30 i fanebladet "Vandgennemstrømning")

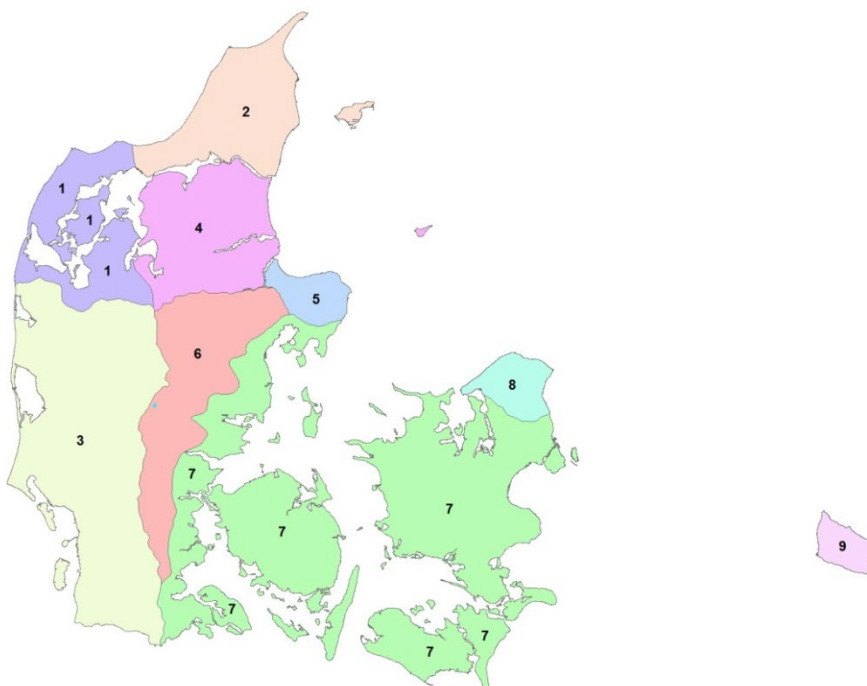
Det skal bemærkes, at Georegion: gl_georeg = den gamle definition af georegion med 9 regioner anvendes ved disse BFI-beregninger, som illustreret i figur 2.4.

- gl_georeg = 1
 - $bfi_model = 6.246182048 - 4.833457007 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.039981285 * clay_pct - 0.026056070 * befast_pct$
- gl_georeg = 2
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.557069834 - 0.000163712 * nedb_kor_mm$
- gl_georeg = 3
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.433858116 - 0.000163712 * nedb_kor_mm + 0.014405170 * clay_pct + 0.005404613 * befast_pct$
- gl_georeg = 4
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.454599082 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.061801222 * clay_pct + 0.049981836 * befast_pct$
- gl_georeg = 5
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.337548982 - 0.000163712 * nedb_kor_mm$
- gl_georeg = 6
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.098125886 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.040959663 * clay_pct + 0.00211319 * befast_pct$
- gl_georeg = 7
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.332249757 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.020545044 * clay_pct + 0.00057544 * befast_pct$

- $gl_georeg = 8$
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.373048232 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.016805885 * clay_pct + 0.00629110 * befast_pct$
- $gl_georeg = 9$
 - $bfi_model = 6.246182048 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.445830539 * clay_pct$

Se Kapitel 4 vedrørende BFI ved beregning af fosfordeponering

Figur 2.4. Danmark opdelt i ni georegioner.

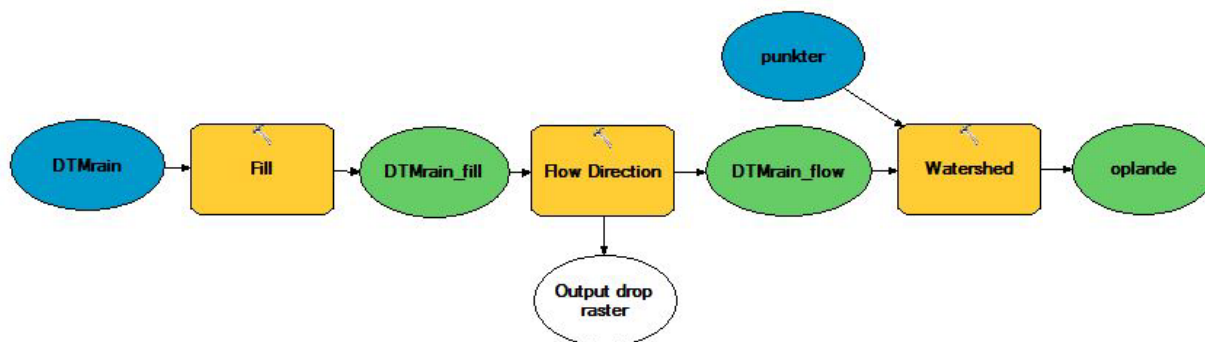


2.4 Beregning af oplandsarealet til projektområdet

Det direkte opland til projektområdet, dvs. oplandet mellem projektområdets nedstrøms og opstrøms rande, bestemmes ved GIS-procedurer på grundlag af ind- og udløbspunkter fra projektområdet samt en digital terrænmodel (se fig. 2.1). Til oplandsberegningen er der i den følgende beskrivelse anvendt ArcGIS med tilkøbsmodulet Spatial Analyst, men andre GIS-værktøjer kan tilsvarende anvendes.

Digitale terrænmodeller kan hentes via Datafordeleren. Vælg: DHM 2007 Terræn Bro Prægenereret ESRIASCIIGRID. Denne model er tilpasset sådan, at overfladevand kan strømme af, som det gør i naturen f.eks. ind under veje. Hvis projektområdet strækker sig over flere sheets samles disse vha ArcGIS-funktionen Mosaic to New raster. Ved hjælp af funktionen Fill udfyldes lokale lavninger i Terrænmodellen, sådan at alle celler kan tildeles en afstrømningsretning. Funktionen Flow Direction sætter afstrømningsretning på hver celle. Funktionen Watershed beregner oplande ud fra projektområdets ind- og udløbspunkter og Flow Direction laget. Punkterne skal ligge i den laveste celle i ådals-profilet, ellers dannes der intet opland. Start evt. Editing og flyt punktet på plads manuelt. I flade ådale – uden topografisk variation – kan der med fordel anvendes en transektlinie som input til oplandsgenereringen.

Der dannes et opland opstrøms hvert punkt eller -trasekt. Store vejanlæg, der gennemskærer området kan have betydning for oplandsgenereringen. Det er en vurdering, om man vil have sådan et vejanlæg afspejlet i afgrænsningen af oplandet. Hvis det er et oversvømmelses-område, er det måske reelt, at vandet stoppes af vejen, men hvis det er et topografisk opland, antages normalt, at vejen ikke er en barriere. Dette for at undgå, at der bliver afstrømningsløse områder i landet. Til sidst konverteres oplandene til vektor-polygoner Ved hjælp af funktionen Raster to Polygon. Hele proceduren kan samles i en ModelBuilder-model.



Figur 2.5. Model-builder-model til oplandsberegning

2.5 Beregning af nettonedbør

Nettonedbør (mm år^{-1}) beregnes som forskellen mellem målt korrigeret 10×10 km gridnedbør og reference-fordampning (potentiel fordampning) for en 10 års periode. Der anvendes klimadata fra DMI's 10 km og 20 km klimagrid med korrigeret nedbør og potentiel fordampning for de seneste 10 år. Gridnumre indtastes i P-regnearket for henholdsvis vandløbsopland og direkte opland. **Bemærk! Projektområdets areal skal medregnes i det direkte oplandsareal i forbindelse med nedbørsberegningen**

2.6 Vurdering af dræningsintensitet i projektområdet

En eventuel afvanding af projektområdet indikerer en stor vandstrømning gennem området. Denne information bruges i bestemmelsen af vandstrømningen. Dræningsintensiteten kan vurderes via drænkort/grøftkort eller via drænosporing (dvs. identifikation af drænrør og grøfter, der udmunder ved vandløbet). Drænosporing forgår bedst i afstrømningsperioden, hvor der samtidig ikke er voksende vegetation. Den skal dog foretages ved vandstand under drænudløb. Dræningsintensitet vurderes for hvert prøvefelt og omsættes til en drænfaktor efter nedenstående tabel:

Drænings-intensitet	Intensiv (mere end 25 % af arealet drænet/grøftet ¹⁾)	Moderat (arealet er drænet/grøftet, men under 25 %)	Ingen dræning/grøftning
Drænfaktor	1	0,5	0

¹⁾ en dræning/grøftning på 25 % svarer til, at der er et drænrør eller en grøft for hver 75 m langs vandløbet.

2.7 Vurdering af sedimenternes permeabilitet

Denne vurdering foretages i forbindelse med profilbeskrivelsen (kapitel 2) og udmunder i en fastsættelse af permeabilitetsfaktoren (tabel 2.1).

Permeabilitet	Meget høj - Høj	Moderat	Lav – Meget lav
Permeabilitetsfaktor	1	0.5	0

Beregning af vandstrømningen gennem projektområdet ved ovenstående metode er overslagsmæssig og behæftet med usikkerhed. Større sikkerhed kan opnås ved gennem dybere borer at fastslå tykkelsen af det lag, som strømningen faktisk foregår igennem, og ved synkronmålinger af vandføringen opstrøms og nedstrøms for projektområdet at bestemme den faktiske tilstrømning gennem projektområdet. Bedst er det at opsætte en 2D eller 3D grundvandsmodel for området baseret på en geologisk beskrivelse og fastsættelse af relevante randbetingelser ved hjælp af målinger.

3 Sedimentation af P fra overrisling med drænvand fra det direkte opland

Drænvand fører i varierende koncentrationer partikelbundet fosfor bundet til kolloider og lerpartikler med sig fra marken til vandløb (Grant et al., 1995). En stor del nedslæmmes fra overjorden gennem jordmatrixen formentlig oftest gennem jordens makroporer (ormegange, sprækker, rodkanaler). Målinger i 6 dræn i Landovervågningsoplandene i perioden 1990-2011 og 2 dræn i 2 år i perioden 2007-2009 viser, at der kan være stor forskel i de enkelte dræns indhold af partikelbundet fosfor (tabel 3.1).

Det ene dræn (L2_1) afvander et lavbundsareal, hvor der formentlig tilstrømmer dybere og reduceret grundvand fra baglandet med et indhold af ferrojern og opløst orthofosfat. I dræn sker der formentlig en omdannelse af ferrojern til okkerpartikler, hvortil der sker en sorption af opløst orthofosfat, der så ved udmundingen er blevet til partikelbundet fosfor. De andre dræn i LOOP-oplandene (L) og ved Egeskov afvander højbundsarealer og er dermed mere karakteristiske for de dræn, som afskæres ved vådområdeprojekter.

Tabel 3.1. Oversigt over tabet af partikelbundet fosfor i drænvand i LOOP-oplande (L) i perioden 1990-2011, samt i to dræn ved Egeskov målt i 3 år (2007-2009). 1) Dræn L2_1 er ikke medtaget i det beregnede gennemsnit, da det er et lavbundsdræn.

Dræn-id	Percentiler for PP-transport, kg P/ha/år				
	P10	P25	P50	P75	P90
L1_3	0,002	0,003	0,007	0,010	0,033
L1_5	0,001	0,003	0,006	0,008	0,041
L1_6	0,000	0,001	0,005	0,019	0,023
L1_7	0,001	0,004	0,011	0,019	0,021
L2_1	0,491	0,517	0,683	0,779	0,961
L4_2	0,008	0,013	0,025	0,044	0,062
L4_6	0,001	0,005	0,030	0,063	0,133
Egeskov, vest	-	-	0,087	-	-
Egeskov, øst	-	-	0,322	-	-
Gennemsnit ¹	0,002	0,005	0,062	0,027	0,052

Når dræn afskæres i ådalsskrænten og drænvandet overrisler en engparcel, vil det meste af det partikelbundne fosfor blive tilbageholdt på engoverfladen, ved at det sedimenterer ud og/eller fanges i vegetationen i det lille vådområde som dannes, hvor drænet er blevet afskåret. I projekter skal der anvendes den gennemsnitlige tabsrate for partikelbunder fosfor på 0,062 kg P/ha pr. år. For at beregne sedimentationen af partikelbundet fosfor fra det direkte opland skal der indsamles følgende oplysninger fra projektområdet:

1. Viden om hvor der sker drænafstrømning med overrisling af en engflade til følge.
2. Bedst mulige skønnede drænoplandsareal til hvert af de dræn på højbundsjord, som afskæres. Oplandet kan findes ud fra kort over drænets beliggenhed, hvor der indtegnes et topografisk opland.
3. Hvis der er mistanke om at nogle af de dræn som afskæres, afvander lavbundsarealer (f.eks. hvis de er vandførende om sommeren) og modtager reduceret grundvand, så skal der gennemføres en screening af drænets

vandføring og indhold af partikelbundet fosfor over en længere periode (helst et år, men ved meget konstant drænastrømning kan en mindre periode anvendes), hvis der ønskes anvendt en anden rate for tab af partikelbundet fosfor end den angivne i tabel 3.1.

Herefter beregnes det samlede drænedede areal indenfor det direkte opland til projektområdet hvis nødvendigt for henholdsvis højbundsdræn og lavbundsdræn.

Det drænedede oplandsareal er den del af det direkte opland, som er drænet.

Sedimentationen af partikelbundet fosfor beregnes herefter ved at multiplicere det samlede drænedede areal på højbundsjord med det gennemsnitlige mediantab af partikelbundet fosfor fra tabel 3.1 ($0,062 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Hvis der er lavbundsdræn og der er målt separat på dem, skal disse tillægges individuelt ud fra gennemførte målinger. Alternativt anvendes samme tabsrater på disse dræn som for højbundsdræn.

4 Beregning af sedimentation af fosfor fra vandløb ved oversvømmelse

4.1 Introduktion

Beregningen af sedimentation af fosfor sker i to trin. Man følger vejledningen nedenfor i afsnit 4.2, men den følges op af en kontrolberegning som beskrevet i afsnit 4.3, fordi der er en øvre grænse for, hvor meget fosfor der kan deponeres. Denne grænse er sat til 10 % af den årlige transport af partikulært fosfor fra vandløbsoplandet, og dette tal er baseret på målinger fra hhv. Odense Å, Gjern Å og Brede Å. Det skal bemærkes, at BFI som nævnes i ligning PP i BOKS 1, afsnit 4.3 er BFI for vandløbsoplandet, som vist i figur 2.1 (til forskel for den BFI der nævnes i kapitel 3, som er BFI for det direkte opland. Det skal desuden bemærkes, at der i regnearket skal indsættes en værdi for den årlige afstrømning fra vandløbsoplandet i CELLE G28 (enhed mm/år). Årsafstrømningen indgår i ligning PP, der er vist i BOKS 1. Årsafstrømningen fås i prioriteret rækkefølge fra:

1. En vandløbsstation i projektområdet eller dets opland.
2. En vandløbsstation der ligger nedstrøms i samme vandløbssystem.
3. Et nabovandløb med samme oplandskarakteristika dvs. geologi, nedbør og arealanvendelse
4. Eventuelt kan data fås fra en hydrologisk model som f.eks. DK-modellen (<http://vandmodel.dk>).
5. Nettonedbøren kan anvendes som et alternativ for en årsafstrømning.
6. Årsafstrømning for 2. ordens kystvandoplande kan hentes i "ODA for alle".

4.2 Beregninger

Beregning af det oversvømmede areal

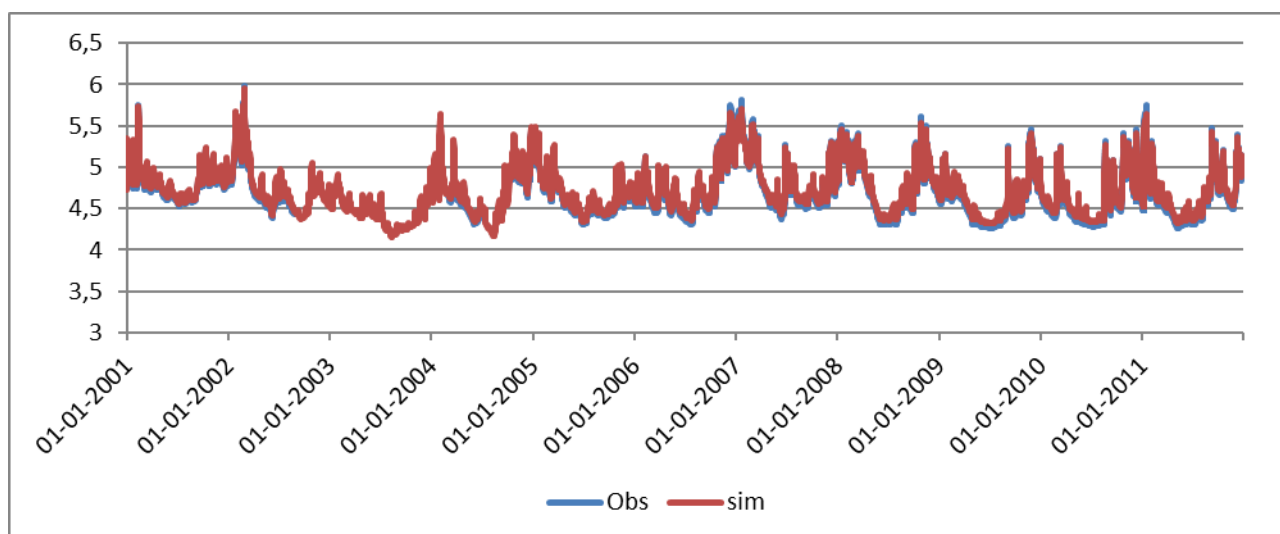
Beregningen af sedimentationen af fosfor i et projektområde kræver, at det oversvømmede areals størrelse ved den konkrete lokalitet opgøres ud fra de tilgængelige topografiske data, og at der er opsat en hydraulisk model for vandløbet, som anvendes til dynamisk at beregne vandstanden i vandløbet ved en række tværprofiler inklusive brinkkrone-koten i det projekterede vandløb gennem projektområdet (se Kronvang et al., 2011 og Poulsen et al., 2013). Opsætningen af den hydrauliske model kræver, at der forefindes viden om de nye bundkoter, tværprofiler og kronekanter med jævne mellemrum, f.eks. hver 100-300 m, alt afhængig af variationerne i vandløbets tværprofiler i projektområdet (se figur 4.1 som eksempel fra opmåling af tværprofiler til oversvømmelsesberegninger i den restaurerede Skjern Å). Desuden kræves det, at der som minimum, er adgang til døgnmiddelvandføringer i vandløbet for en given periode (minimum en periode på 10 år anvendes for at dække alle forekommende afstrømningssituationer) fra en nærved liggende hydrometrystation, hvorfra døgnafstrømningen kan ekstrapoleres i forhold til oplandet størrelse til projektområdet. I figur 4.2 er der vist et eksempel for beregnede vandstande i et tværsnitsprofil af Skjern Å efter restaureringen, som i dette tilfælde har kunnet valideres mod målte vandstande ved en hydrometrystation. Alternativt kan der etableres nye Q-Q relationer mellem målte

vandføringer i vandløbet i projektområdet og en hydrometrystation i samme eller nærvæd liggende vandløb.

De beregnede døgnvandstande i vandløbet fra den hydrauliske model skal så anvendes til først at beregne antallet af dage, hvor vandløbet er mere end bredfyldt. Ud fra de i modellen beregnede daglige vandstande og viden om kronekanten beregnes det gennemsnitlige årlige antal dage, hvor vandstanden i vandløbet er over bredfyldt i den anvendte minimum 10 års simuleringsperiode (se eksempel i tabel 4.1). De beregnede vandstande i vandløbet benyttes også som inputdata til en analyse af oversvømmelsens udbredelse i ådalen ved de forskellige vandstande i vandløbet. Der gennemføres en analyse af oversvømmelsens udbredelse for en række percentiler af de højeste vandstande beregnet i tværprofilerne – f.eks. 80 %, 90 %, 95 % og 99 %, 99,5 % og 100 % (max vandstand beregnet i den hydrauliske model). Disse arealer indsættes i tabel og kan derefter anvendes i den endelige beregning af, hvor mange kg fosfor der forventes at deponere i ådalen under oversvømmelser med anvendelse af de retningslinjer, der er skitseret.



Figur 4.1. Antallet af opmålte tværprofiler i den genslyngede nedre del af Skjern Å til brug for vandstandsberegninger med MIKE-11. I alt blev 200 tværprofiler anvendt i MIKE-11 til beregning af vandstande.



Figur 4.2. MIKE-11 simulerede døgnmiddelvandstande og observerede vandstande ved Gjaldbæk bro i Skjern Å efter restaureringen for en periode på 10 år.

Tabel 4.1. Eksempel på beregning af antallet af dage med oversvømmelser ved forskellige stationer langs nedre del af Skjern Å med MIKE-11 for perioden 2001-2011.

Station	Antal dage oversvømmet i perioden 2001-2011
60162 (Området nedstrøms Borris Krogbro)	703
62264	442
66523 (Området omkring Albæk mose)	1124
68305	522
70309	362
73881 (Strækningen opstrøms Jernbanebroen)	1888
76406 (Syd for Hestholm sø)	964
79454	522
82192 (Efter Lønborg Bro)	40
Skjern 2 (Sydlige udløb)	2209

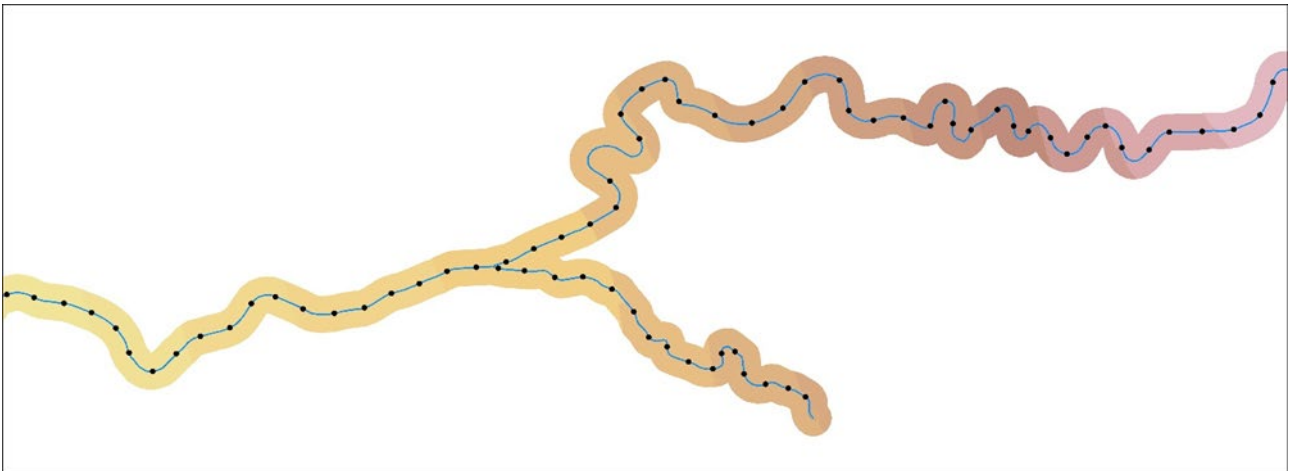
Oversvømmelsens udbredelsesareal beregnes i GIS på baggrund af en terrænmodel, et vandløbstema samt vandstandsdata. Ved at lægge et 3D-vandløb med et givent vandstandsniveau ned i terrænmodellen fås et billede af, hvor vandløbet vil løbe over, hvilke arealer der bliver berørt samt evt. oversvømmelsens volumen.

Detaljeringsgraden af oversvømmelsesberegningen afhænger af de anvendte inddata. Højdemodeller med en horisontal opløsning på hhv. 1,6 m og 0,4 m samt et opdateret GeoDanmark-vandløbstema i 1:10.000 kan frit downloades fra SDFE's hjemmeside <https://datafordeler.dk/>.

Der findes flere værktøjer til at gennemføre de rasterbaserede GIS-analyser, men i det efterfølgende beregningseksempel fra Skjern Å er der taget udgangspunkt i ArcGIS med tilkøbsmodulet Spatial Analyst. Når der refereres til navne på ArcGIS-funktioner, er det ikke for at anbefale et specifikt GIS-system, men fordi det er dette system, som er anvendt her. Den skitserede metode er udviklet af Informi GIS, (nu GeoInfo) og Aarhus Universitet.

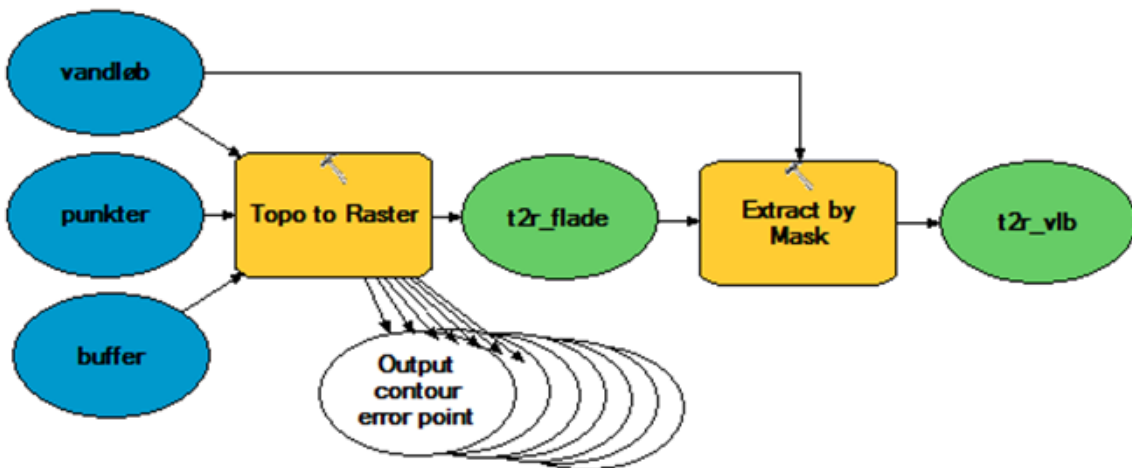
Ved raster-beregninger er det vigtigt at sætte Environment Settings, Processing Extent og Raster Analysis, så det sikres, at beregningerne kun foretages i det relevante område og at beregningsresultatet matcher input med hensyn til celledimension og -hjørner. Environment Settings kan sættes for hver funktion eller for en ModelBuildermodel som helhed. Flere af de anvendte ArcGIS raster-funktioner fungerer kun på heltal, derfor omregnes raster-inddata til hele centimeter vha Raster Calculator værktøjet. Brug udtrykket: $\text{Int}(\text{"rasterlag"} \times 100 + 0.5)$ så decimalerne afrundes korrekt.

Med input i form af beregnede vandstande i hvert tværprofil f.eks. for 80 %, 90 %, 95 % og 99 %, 99,5 % og 100 % percentiler, interpoleres ved hjælp af funktionen Topo to Raster en vandstandsflade i en passende bufferzone om vandløbet til at afgrænse beregningen. Med den interpolerede flade som input konverteres vandløbslinien til raster ved hjælp af funktionen Extract by Mask så netop de celler vektorlinien berører bliver trukket ud i et nyt rasterlag.



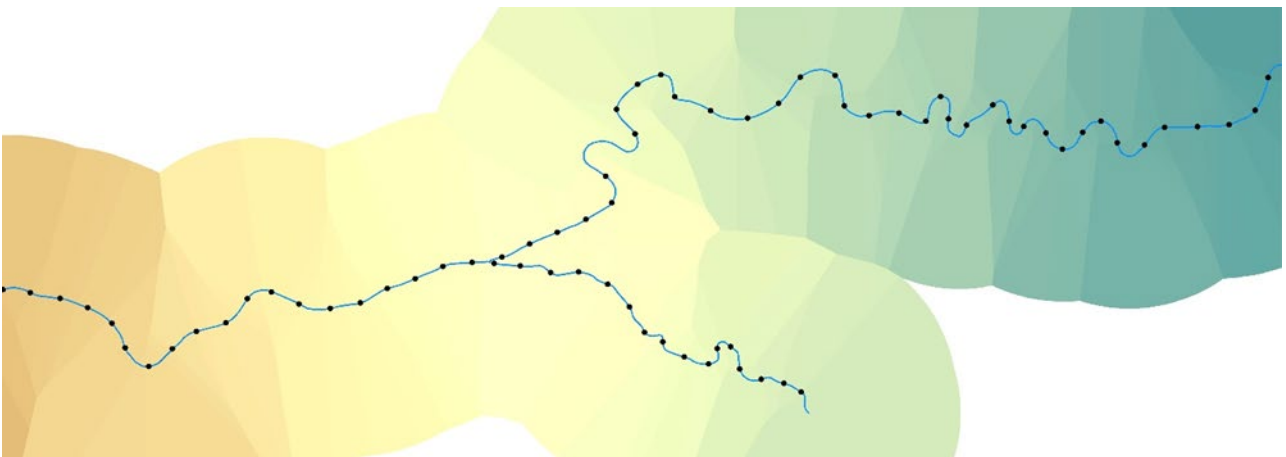
Figur 4.3. Vandstandsflade beregnet på basis af modellerede vandstande i form af punkt-input.

Med en ModelBuilder model kan beregningen nemt gentages ved forskellige vandstande.



Figur 4.4. ModelBuilder model til beregning af raster-vandløb

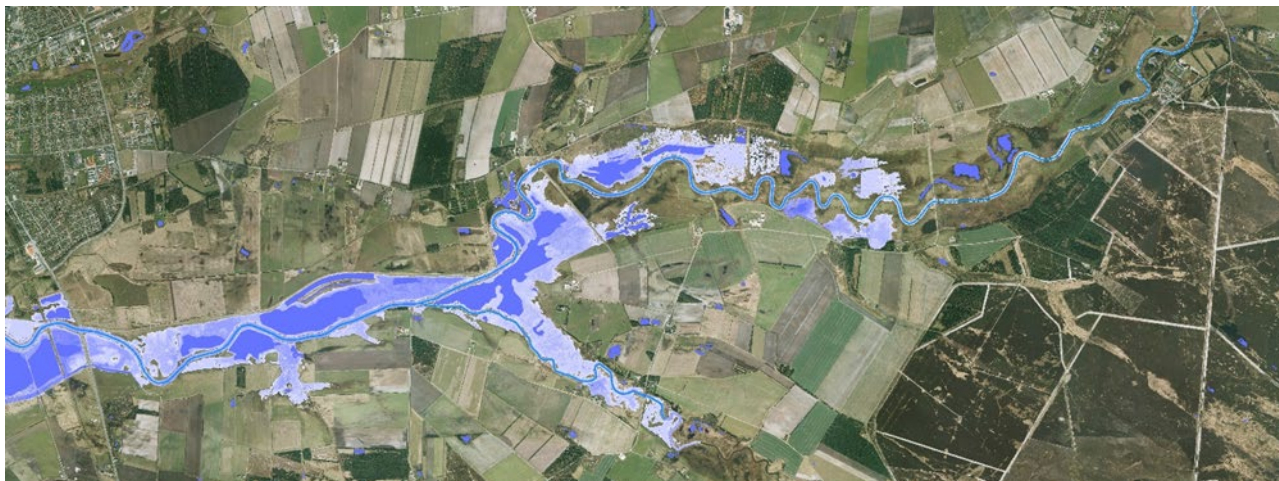
Ved hjælp af rastervandløbet regnes en bredere ådalsflade, der følger rastervandløbets vertikale niveau ned gennem vandløbet. Funktionen Euclidean Allocation finder for hver celle i fladen den korteste vej til vandløbet og tildeler den nærmeste vandløbskote til cellen. Som input til beregningen anvendes raster-vandløbet. Fladens udstrækning sættes så den dækker hele ådalens bredde.



Figur 4.5. Resultat af beregningen Euclidean Allocation, der regner en flade på baggrund af højderne i rastervandløbet. Der kan opstå pludselige spring i koterne i forbindelse med skarpe meanderbuer, men det er af mindre betydning for oversvømmelsesberegningen.

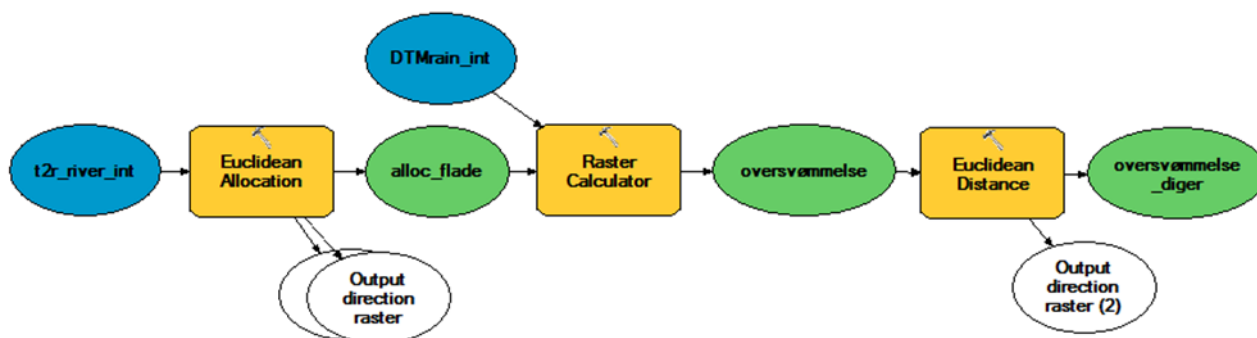
Oversvømmelsen regnes i Raster Calculator med udtrykket $\text{Con}((\text{"højdemodel"} - \text{"allokeret flade"}) \leq 0, 1)$. Udtrykket regner for hver enkelt celle forskellen mellem terrænmodellens flade og ådalsfladen med vandløbets vandstands niveau. Hvis vandløbsfladen ligger højst (~oversvømmelse) tildeles cellen værdien 1, ellers NoData.

Ved beregningen bliver arealer, der ikke er direkte i forbindelse med vandløbet også oversvømmet. Disse arealer kan fjernes ved hjælp af funktionen Cost Allocation, som beregner forbindelsen mellem celler i et rasterlag. En ubrudt række af NoData-celler (ikke oversvømmede celler) vil stoppe beregningen, så celler på den anden side af NoData-barrieren ikke medtages.



Figur 4.6. Eksempel fra Skjern Å visende den beregnede oversvømmelse ved 90 % percentilen.

Ved hjælp af en ModelBuilder model kan oversvømmelsesberegningen nemt gentages ved forskellige vandstande. Før hver kørsel indsættes et nyt raster-vandløb med vandstande (outputtet fra ovenstående model).



Figur 4.7. Model Builder model af oversvømmelsesberegning.

Beregningen P-sedimentation

Når det gennemsnitlige antal af oversvømmelsesdage pr. år og arealet, der bliver oversvømmet, er beregnet, skal det beregnes hvor mange kg fosfor, der kan deponeres under oversvømmelserne.

Trin 1 er en beregning af det forventede tab af partikelbundet fosfor fra vandløbsoplandet til det/de vandløb, som løber gennem projektområdet. Op-landstabet af partikelbundet fosfor beregnes ved hjælp af ligning PP, som er vist i boks 1 nedenfor. Tabet af partikelbundet fosfor skal beregnes som et

gennemsnit for en årrække, typisk ved anvendelse af vandafstrømningen fra vandløbsoplandet til vandløbet over en 10 års periode.

Når oplandstab af partikelbundet fosfor er beregnet, kan den anvendte mængde deponeret fosfor pr. oversvømmet hektar ådal pr. dag findes af tabel 4.2.

Tabel 4.2. Vejledende deponeringsrater af partikelbundet fosfor på oversvømmede arealer.

Modelberegnet oplandstab af partikelbundet fosfor (kg P pr. hektar pr. år)	Fosfor deponerings rate (kg P pr. oversvømmet hektar pr. dag)
<0,14	0,5 kg P pr. dag
0,14-0,36	1,0 kg P pr. dag
>0,36	1,5 kg P pr. dag

Den største sedimentationsrate på 1,5 kg P pr. ha oversvømmet areal pr. dag for partikelbundet fosfor kan kun anvendes, hvis det gennemsnitlige modelberegnete tab af partikelbundet fosfor fra vandløbsoplandet til vandløbet er højt (> 0,36 kg P/ha). Den næsthøjeste sedimentationsrate på 1,0 kg P pr. ha oversvømmet areal pr. dag skal kun anvendes, hvis tabet af partikelbundet fosfor er i intervallet 0,14-0,36 kg P/ha. Den lave sedimentationsrate på 0,5 kg P pr. ha oversvømmet areal pr. dag skal anvendes, hvis tabet af partikelbundet fosfor er mindre end 0,14 kg P/ha.

Ved beregning af sedimentationen af fosfor skal følgende kriterier overholdes i forhold til den gennemsnitlige bredde af ådale, hvor der kan forventes at ske en sedimentation, og hvor deponeringsraterne for fosfor derfor kan anvendes:

Langs type I vandløb (oplandsareal < 10 km²), dog skal et minimumsoplandsareal på 2 km² altid være opfyldt (se Kronvang et al. 2011), kan sedimentation kun beregnes for de nærmeste 25 m af ådalen langs vandløbet og på hver side heraf.

Langs type II vandløb (oplandsareal 10-100 km²) må der beregnes en sedimentation i ådalen ud til en afstand af maksimalt 75 m fra vandløbet på hver side af vandløbet.

Langs Type III vandløb (oplandsareal > 100 km²) må der beregnes sedimentation i ådalen ud til en afstand på maksimalt 100 m fra vandløbet på hver side af vandløbet.

Sedimentationen pr. år i projektområdet beregnes herefter ud fra følgende:

Ligning 1:

Sedimentation (kg P/år) = antal dage/år med oversvømmelse x fosfordeponeringsraten (kg P ha⁻¹ dag⁻¹) x oversvømmet areal (ha).

For det oversvømmede areal anvendes enten det modelberegnete areal alternativt det manuelt beregnede areal.

Bemærkninger vedrørende ligning 1:

Det har vist sig, at ligning 1 har sine begrænsninger. Anvendes ligning 1 på et lille vandløb med mange oversvømmelsesdage – f.eks. 90 dage – opnår man

en urealistisk høj fosforsedimentation, der kan overstige den faktiske samlede fosfortransport i vandløbet. Ligning 1 er god til at beregne P-sedimentation ved kortere (realistiske) oversvømmelseshændelser under behørig iagttagelse af vandløbets størrelse. Som en kontrol af den beregnede sedimentation fortsættes til kapitel 4.3 nedenfor

4.3 Kontrol af beregning/alternativ beregning – som skal gennemføres

Den beregnede sedimentation af fosfor fra ligning 1 må maksimalt udgøre 10 % af det partikulære fosfortab fra hele vandløbsoplandet til projektområdet (Kronvang et al., 2007). Der skal derfor udføres en kontrolberegning, der foregår i et trin. Der beregnes sedimentation ved at anvende tabsraten beregnet med ligning PP i boks 1 (som indsættes i ligning 2 nedenfor)

Ligning 2:

Maksimal årlig fosfordeponering = årligt tab af partikulært fosfor beregnet ved hjælp af ligning PP i boks 1 neden for x arealet af vandløbsoplandet × 0.1.

PP- fosfordeponering = TABSRATE (Partikelbundet P (PP)) × AREAL (Vandløbsoplandets areal) × 0.1

For det oversvømmede areal anvendes enten det modelberegnete areal, ellers det manuelt beregnede areal. Bemærk antal dage med oversvømmelse i regnearket celle X73 (cellenummer ændrer sig med antal indsatte rækker) gælder for begge beregninger.

Ad kontrolberegningen. Hvis den beregnede sedimentation af fosfor i projektområdet, beregnet med ligning 1, er højere end sedimentationen, beregnet med ligning 2, **anvendes** beregningen fra ligning 2.

Bemærk: Det skal bemærkes, at ovennævnte beregningsmetoder IKKE kan anvendes på nyetablerede søer.

Boks 1

Beregning partikelbundet fosfor i vandløb på baggrund oplandsdata (fra vandløbsoplandet)

Ligning PP:

$$PP \text{ (kg/ha)} = 1,165 \cdot \exp(-6,3079 + 0,8367 \cdot \ln(Q_{\text{flom}}) + 0,5200 \cdot A + 0,5656 \cdot S + 0,0203 \cdot SL - 8,2550 \cdot EM)$$

hvor:

Q_{flom} er Flomafstrømningen: $(1 - \text{BFI}) \times \text{års afstrømning i vandløbet (mm/år)}$.

S: Andel sandjord i vandløbsoplandet (%), taget fra Jordtypekortet 2014.

A: Andel af landbrugsjord i vandløbsoplandet (%) fra Basemap 2016

SL: Slope/hældning af vandløb (‰ eller m/km) Skal indtastes

EM: Andel Eng/mose i vandløbsoplandet (%). Fra Basemap 2016

BFI er Base Flow Indekset, som beregnes som vist nedenfor. Ved beregningen anvendes den korrigerede nedbør (variablen nedb_korr_mm), samt data fra **vandløbsoplandet**:

Andelen af lerjord: clay_pct i % fra Adhikari et al, 2013

Andelen af det befæstede areal (befast_pct i %) Basemap 2016

Hældningen af vandløbet kan f.eks. estimeres ved at se, hvor to højdekurver krydser vandløbet omkring og opstrøms strækningen, og sammenholde højdeforskellen med længden langs vandløbet mellem de to punkter.

Beregning af BFI til brug ved beregning af fosfordeponering ved oversvømmelser:

- gl_georeg=1
 - $bfi_model = 6.246182048 - 4.833457007 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.039981285 * clay_pct - 0.026056070 * befast_pct;$
- gl_georeg=2
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.557069834 - 0.000163712 * nedb_kor_mm;$
- gl_georeg=3
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.433858116 - 0.000163712 * nedb_kor_mm + 0.014405170 * clay_pct + 0.005404613 * befast_pct;$
- gl_georeg=4
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.454599082 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.061801222 * clay_pct + 0.049981836 * befast_pct;$
- gl_georeg=5
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.337548982 - 0.000163712 * nedb_kor_mm;$
- gl_georeg=6
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.098125886 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.040959663 * clay_pct + 0.00211319 * befast_pct;$
- gl_georeg=7
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.332249757 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.020545044 * clay_pct + 0.00057544 * befast_pct;$
- gl_georeg=8
 - $bfi_model = 6.246182048 - 5.373048232 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.016805885 * clay_pct + 0.00629110 * befast_pct;$
- gl_georeg=9
 - $bfi_model = 6.246182048 - 0.000163712 * nedb_kor_mm - 0.445830539 * clay_pct;$

5 Baggrund for beregning af fosforfrigivelse ved reetablering af vådområder

5.1 Fosforindhold i danske lavbundsarealer

Nyere undersøgelse af 1315 organogene og 2064 minerogene danske lavbundslokaliteter har vist variationer i total P i de øverste 30 cm fra <200 til >10.000 mg P/kg (Kjærgaard & Greve, 2011). Det gennemsnitlige TP-indhold er hhv. 910 mg P/kg og 1286 mg P/kg for minerogene og organogene lavbundslande, mens 10 % har TP-indhold på ≥ 4825 mg/kg og ≥ 1800 mg/kg for henholdsvis organogene og minerogene lokaliteter. Generelt falder fosforindholdet med dybden, men for mange lokaliteter ses generelt høje TP-indhold ned til 1 m.

Undersøgelserne har desuden vist, at Fe-oxider udgør den kvantitativt dominerende bindingskomponent for fosfor i flertallet af de undersøgte danske lavbundslokaliteter (Kjærgaard & Greve, 2011). Under aerobe (iltholdige) forhold er fosfor generelt hårdt bundet til jordens Fe(III)-oxider, dog øges risikoen for fosfortab med øget grad af fosformætning. Under vandmættede anaerobe (iltfrie) forhold opløses dele af jordens Fe(III)-oxider, idet Fe(III) reduceres til opløst Fe(II) og samtidig frigives fosfor bundet til disse redox-følsomme Fe-oxider. Den mikrobielt medierede Fe-reduktion resulterer således i en reduktion af jordens fosforbindingskapacitet. Et kvantitativt udtryk for mængden af let reducerbare Fe(III)-oxider og fosfor bundet til disse Fe(III)-oxider kan eksperimentelt bestemmes som bicarbonat-dithionit (BD) ekstraherbart Fe (Fe_{BD}) og P (P_{BD}). Undersøgelser af danske lavbundsarealer viser, at indholdet af Fe_{BD} varierer fra 250 til 64.100 mg/kg i organogene jorde og fra 75 til 22.000 mg/kg i minerogene jorde, mens indholdet af P_{BD} varierer fra 17 til 3000 mg/kg i organogene jorde og fra 2 til 450 mg/kg i minerogene jorde. Indholdet af P bundet til redox-følsomme Fe-oxider (Fe_{BD}) udgør gennemsnitligt 20-23% af total P i overjorden.

5.2 Baggrund for kvantificering af fosformobilisering ved reetablering af vådområder

Når der reetables vådområder på drænedede lavbundsarealer, ændres såvel de hydrologiske som de biogeokemiske forhold. De hydrologiske påvirkninger afhænger af jordtype og strømningsveje efter reetablering og er beskrevet i kapitel 3. Når hydrologien ændres fra en situation med dræning til en situation med diffus gennemstrømning af grundvand og/eller drænvand vil alene den forøgede vandgennemstrømning af de fosforholdige jordlag medføre en forøget risiko for mobilisering af fosfor ved desorption (frigivelse) af fosfor bundet til mineraloverflader (Kjærgaard et al., 2012). Denne fosforfrigivelse kan blive accelereret, når der opstår anaerobe forhold, hvor jordens Fe(III)-oxider opløses. Under sådanne forhold reduceres jordens fosforbindingskapacitet og fosfor bundet til Fe(III)-oxider frigives. Kulstofholdige jorde har grundet et højere indhold af biotilgængeligt kulstof, generelt en øget risiko for at der opstår anaerobe forhold sammenlignet med minerogene jorde (Kjærgaard et al., 2012). Foruden jordtypen vil kemien, herunder indholdet af O_2 eller andre elektronacceptorer (NO_3^- , SO_4^{2-}) af det vand, der gennemstrømmer vådområdet kombineret med vandets strømningsvej, aktive strømningsvolumen og opholdstid i lavbundsarealet være afgørende for, hvorvidt der i vådområdet udvikles forhold, der fremmer fosfortab (Hoffmann et al., 2009). En

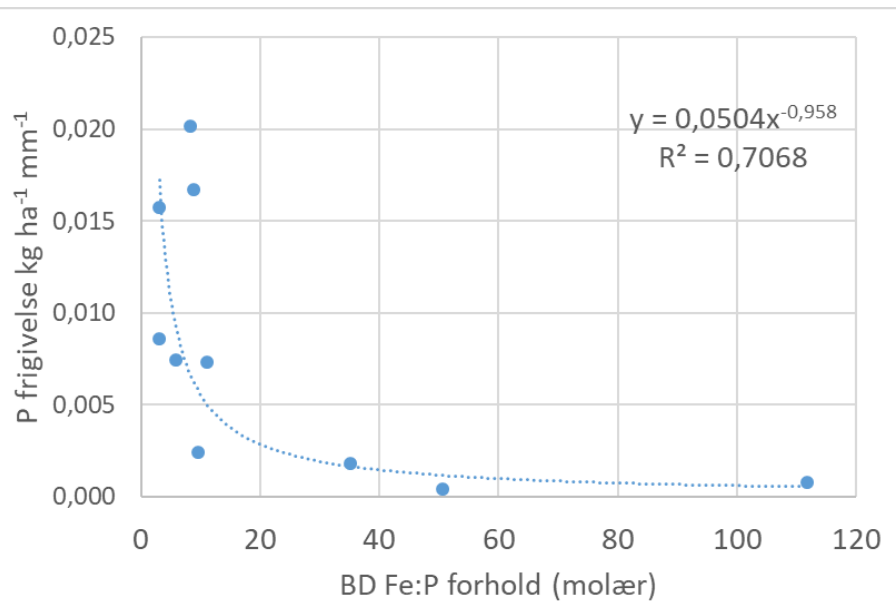
fuldstændig vurdering af fosfordynamikken i forbindelse med reetablering af vådområder er således kompliceret og fordrer et betydeligt datagrundlag.

I det opdaterede P-regneark er det valgt at anvende en formel for TP-frigivelsesraten, der er baseret på resultater fra Kjærgaard et al., (2022), hvor der indgår en oxisk interfase (ligning 5.1 og figur 5.1), hvilket betyder, at vandet møder iltrige forhold inden udløb til recipienten.

$$P_{\text{release}} = 0,0504 \times [Fe_{BD}:P_{BD} - \text{molforhold}]^{-0,958} \quad \text{Ligning 5.1}$$

Resultatet af denne beregning giver TP-frigivelsesrater for såvel organogene som minerogene jorde, der gennemstrømmes konvektivt under anaerobe forhold, men hvor det udstrømmende vand møder en oxisk fase inden udløb til recipienten. Herved kan der ske readsorption/fældning af P i de aerobe redox-grænseflader i nærheden af vandløbet.

Figur 5.1. TP-frigivelsesrate som funktion af strømningsvolumen og jordens $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforhold (kg/ha/mm). Resultater er fra Kjærgaard et al., 2022;



Bemærkning: I forhold til formelen for oxisk interfase, der hidtil har været anvendt, er ovennævnte formel ændret. Det skyldes, at den porøsitet, der er anvendt her, er beregnet på baggrund af de aktuelle anvendte jordkolonnens porøsitet ved laboratorieforsøgets afslutning (Kjærgaard et al., 2022). Ændringen betyder, at P-tabet beregnes til at bliver lidt mindre alt andet lige.

5.3 Beregning af fosforfrigivelsesrater

På baggrund af analyseresultater for de udtagne jordprøver (afsnit 2.3) beregnes delområdernes $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforhold samt volumenvægt. Analyseresultater for Fe_{BD} og P_{BD} kan angives i mol/kg eller i mg/kg. I tilfælde af sidste omregnes til mol/kg således at $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforholdet kan beregnes. Beregning af mol Fe_{BD} , P_{BD} og $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforhold:

$$Fe_{BD}(\text{mmol} / \text{kg}) = \frac{Fe_{BD}(\text{mg} / \text{kg})}{55,847(\text{mg} / \text{mmol})}$$

$$P_{BD}(\text{mmol} / \text{kg}) = \frac{P_{BD}(\text{mg} / \text{kg})}{30,9738(\text{mg} / \text{mmol})}$$

$$Fe_{BD} : P_{BD} - \text{molforhold} = \frac{Fe_{BD}(\text{mmol} / \text{kg})}{P_{BD}(\text{mmol} / \text{kg})} \quad \text{Ligning 5. 2}$$

Volumenvægten af den udtagne volumenprøve beregnes på basis af (i) tørstofindhold (kg) af den ved 105°C tørrede volumenprøve, (ii) jordkernens længde (L) målt i felten umiddelbart efter udtagning, og (iii) volumenborets indre radius (r).

$$\text{Volumenvægt}(\text{kg} / \text{m}^3) = \frac{\text{ovntørprøve}(\text{kg})}{\pi \times L(\text{m}) \times r^2(\text{m}^2)} \quad \text{Ligning 5. 3}$$

På basis af de beregnede $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforhold beregnes herefter for hvert grid en P-frigivelsesrate på basis af ligning 5.1, der angiver P-frigivelsesraten i kg TP pr. ha delområde pr. afstrømningsvolumen.

Beregningseksempel

Et lavbundsareal på 10 ha skal reetableres til vådområde. Udlægning af grids/prøvefelter (kap. 2) giver anledning til underopdeling af projektarealet i 10 grids/delområder, som i dette eksempel har samme areal (tabel 5.1). For hvert delområde udtages en jordprøve baseret på 16 stik i 0-30 cm til Fe_{BD} - og P_{BD} -analyse samt en volumenprøve til volumenvægtsbestemmelse. På basis af indholdet af Fe_{BD} og P_{BD} beregnes et $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforhold (ligning 5.2) samt en P-frigivelsesrate i kg/ha/mm (i.e. 1 mm /ha = 10.000 liter vand/ha) (ligning 5.1) for hvert delområde (tabel 5.1).

Tabel 5.1. Resultater for P_{BD} , Fe_{BD} , $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforhold samt beregnede P-frigivelsesrater (kg/ha/mm)

Grid	Areal Ha	P_{BD} mg/kg	Fe_{BD} mg/kg	$Fe_{BD}:P_{BD}$ -mol- forhold	TP-frigivelsesrate kg/ha/mm
1	1	302,5	13.266,1	24,3	0,0024
2	1	565,5	12.580,1	12,3	0,0046
3	1	249,6	4.883,7	10,9	0,0051
4	1	55,6	4.473,0	44,6	0,0013
5	1	192,3	7.076,8	20,4	0,0028
6	1	960,3	42.109,9	24,3	0,0024
7	1	67,0	935,2	7,74	0,0071
8	1	163,8	919,4	311	0,0170
9	1	172,1	7.286,1	23,5	0,0024
10	1	26,8	301,6	6,23	0,0087

For det konkrete eksempel ligger grundvandsspejlet altid dybere end 30 cm under terræn og afstrømning (i.e. perkolation) gennem de øvre 0-30 cm svarer således til netto-nedbør på 325 mm (kap. 2). På baggrund heraf beregnes det aktuelle P-tab i kg pr. år ved en afstrømning på 325 mm (tabel 5.2).

På basis af jord-volumenvægten fra hvert grid beregnes indholdet af P_{BD} (kg P/ha). Under antagelse af at P_{BD} udgør den umiddelbart mobile P-fraction, og at den gennemsnitlige tabsrate er konstant, kan der laves en samlet simpel overslagsberegning for alle grids over antallet af år med P-tab, der for det pågældende eksempel viser, at vådområdet teoretisk set kan frigive fosfor i 252 år efter reetablering.

Tabel 5.2. Beregnet fosfortab (TP) ved nettonedbør på 325 mm

Grid	Areal ha	P_{BD} (0-30 cm) mg/kg	P_{BD} (0-30 cm) kg/ha	P-tabsrate kg/ha/mm	P-tab kg/år (325 mm)
1	1	302,5	182	0,0024	0,7707
2	1	565,5	485	0,0046	1,4797
3	1	249,6	121	0,0051	1,6613
4	1	55,6	67	0,0013	0,4308
5	1	192,3	201	0,0028	0,9114
6	1	960,3	2.058	0,0024	0,7707
7	1	67,0	222	0,0071	2,3062
8	1	163,8	468	0,0170	5,5239
9	1	172,1	513	0,0024	0,7958
10	1	26,8	94	0,0087	2,8392
Sum			4.411		17,49

5.4 Begrænsninger ved beregning af P-tabsrater

Ovenstående kvantificering af fosfortabsrater er baseret på målinger af aktuelle TP-tabsrater fra et repræsentativt udvalg af danske organogene og minerogene lavbundsjordene under vandmættede anaerobe forhold og ved konvektiv strømning. Den deraf afledte empiriske model til estimering af P-tabsrater repræsenterer scenariet med konvektiv strømning og oxisk interfase. De faktiske forhold på lavbundsarealer vil formentlig være konvektiv strømning af grundvand samt infiltrerende nedbør og mulig tilførsel af drænvand.

Derudover er det væsentligt at påpege at risikovurderingen udelukkende tager udgangspunkt i indholdet af P_{BD} og $Fe_{BD}:P_{BD}$ -molforholdet i 0-30 cm. Indholdet af P er generelt højest i 0-30 cm og falder med dybden, men P-indholdet kan være højt helt ned til 100 cm. Det bør nævnes at tabsraten vil variere årligt afhængigt af variationer i afstrømningen, samt at det ikke forventes at tabsraten er konstant over tid, men vil aftage.

Endelig bør det påpeges, at modellen er udviklet på basis af data fra lavbundsarealer, hvor Fe(III)-oxider udgør den kvantitativt dominerende P-bindingsfraktion. Det betyder, at modellen må forventes at overestimere P-tabsraten for arealer, hvor Al er den kvantitativt betydende bindingskomponent, hvilket dog kun gælder en mindre andel af de danske lavbundsarealer (Kjærgaard, ikke publiceret).

6 Fosfortab fra genetablerede og nye søer

6.1 Baggrund

Ligning 5.1 der beregner fosfortab fra lavbunds-jorde med konvektiv strømning egner sig ikke til områder, hvor der forventes permanent vandspejl, altså en lavvandet sø, og hvor fosfat frigives fra sedimentoverfladen til søvandet. Derfor er der udviklet en model for det årlige P-tab fra lavvandede søer i projektområder. Modellen er baseret på de samme typer af jordbundsdata fra de tekniske forundersøgelser, som allerede anvendes i model 5.1 for konvektiv strømning, samt på vandets beregnede opholdstid i den lavvandede sø.

6.2 Modelkonstruktion

En model for det årlige fosfortab (P-tab) fra lavvandede søer opstilles på baggrund af (1) samhørende data for sedimentets Fe:P forhold og målt DIP-frigivelse (DIP er forkortelse for dissolved inorganic P) fra 25 nyetablerede søer og 11 naturlige lavvandede søer (tabel B4-1 i bilag 4) samt (2) sæsonvariationer i vandtemperatur og afstrømningsmønster (tabel 6.1). Her anvendes et gennemsnit af 25 års målinger i Haderslev tunneldalssøerne. Yderligere har modellen et P-tilbageholdelsesled (3), som er kopieret fra sømodellen i Flindt et al. (2015). Tilbageholdelsen beregnes på dagsbasis ud fra synkehastigheden af det dominerende fytoplankton på den givne årstid (tabel 6.1).

6.3 Første modeltrin: Sammenhæng mellem fosfat efflux og sedimentets Fe:P forhold

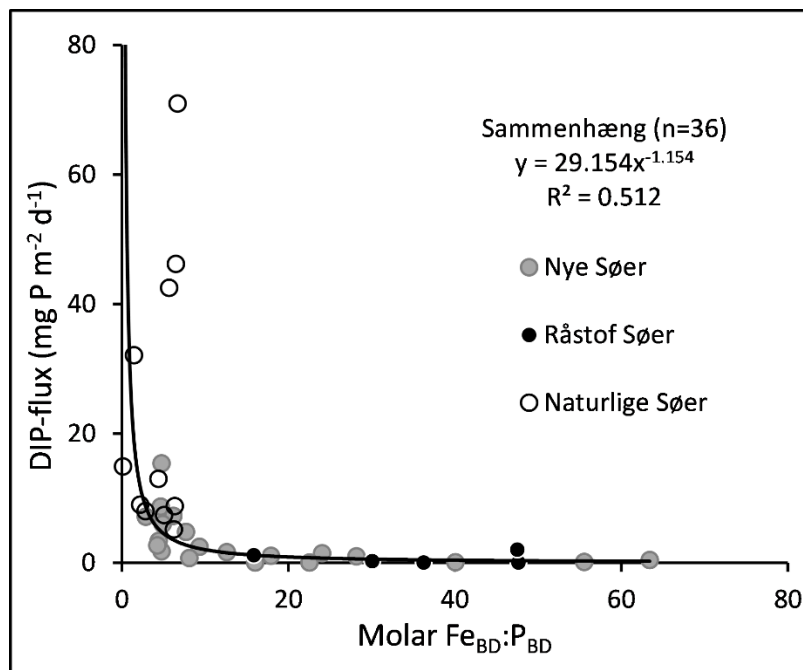
Første trin i modellen er en beskrivelse af frigivelsen af DIP fra søsedimentet som funktion af forholdet mellem oxideret jern (Fe) og jernbundet P. DIP-frigivelsen er målt under aerobe forhold ved 16 grader i uforstyrrede sedimentkerner, som er udtaget på det dybeste sted i søerne (bilag 4). Efterfølgende er sedimentet analyseret for bl.a. dithionit-ekstraherbart Fe og P i 0-10 cm's dybde. Alle søer er undersøgt med de samme metoder. På baggrund af disse målinger er der opstillet en model (Model 1, Figur 6.1) for sammenhængen mellem $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forholdet i 0-10 cm dybde og DIP-frigivelsen fra en iltet sedimentoverflade ved 16 grader. Data til modellen er hentet i Kolath (2020) og Flindt et al. (2015).

(1) $DIP\text{-frigivelse (mg P m}^{-2} d^{-1}) = 29,154 * Fe_{BD}:P_{BD}^{-1,154}$, hvor Fe og P angives i molære koncentrationer. Korrelationskoefficienten for denne model er $R^2=0,51$.

Tidligere undersøgelser har vist, at fosforfrigivelsen fra sedimentet i lavvandede søer afhænger af Fe:P forholdet i sedimentoverfladen (Jensen et al. 1992; Flindt et al. 2015): Begge studier konkluderede, at når Fe:P forholdet var over 10 (molært), så var der meget lille fosfatfrigivelse fra en iltet sedimentoverflade. Flindt et al. (2015) finder dog at sedimentets koncentration af total P giver en bedre beskrivelse af P-tabet ved lave (<10) Fe:P forhold. Formann og Kjærgaard (2014) fandt tilsvarende at forholdet mellem oxideret jern og jernbundet P (Fe_{BD} og P_{BD} ; Jensen og Thamdrup 1993) i lavbunds-jorde gav den bedste beskrivelse af den mængde P, som kunne frigives ved

perkoleret af 15 cm jordsøjle med iltfrit vand (altså simulering af konvektiv strømning). Forsmann og Kjærgaards resultater danner grundlag for det eksisterende P-regneark til beskrivelse af potentielt P-tab fra lavbundsgrunde og dermed også for vejledning til forundersøgelser af projektområder. Det betyder bl.a. at der ikke måles total P og total Fe men mere specifikt måles dithionit-ekstraherbar Fe og P i jordprøverne. Kolath (2020) fandt ligesom Forsmann og Kjærgaard, at korrelationen mellem sedimentkemi og P-frigivelse blev bedre ved at bruge koncentrationer af dithionit-ekstraherbar Fe og P end med total Fe og total P. Kolath fandt ligesom Flindt et al. (2015), at ved lave Fe:P forhold gav total P en bedre beskrivelse af P-frigivelsen.

Figur 6.1. Y-akse: Fosfatfrigivelse (DIP-flux) målt i uforstyrrede sedimentkerner fra 25 nye og 11 naturlige søer. Frigivelsen er målt under iltede forhold ved 16 grader. På X-aksen afbildes det molære forhold mellem iltet jern og jernbundet fosfor i sedimentets øverste 10 cm



6.4 Andet modeltrin: Betydningen af sæsonvariation i vandtemperatur, vandets opholdstid og P sedimentation

Sæsonvariationen i DIP-frigivelsesraten fra sedimentet til det ovenstående vand er afhængig af vandtemperaturen og beregnes ud fra ligningen (2), som er hentet fra Flindt et al. (2015):

$$(2) \quad \text{DIP-efflux}_{t\text{-grader}} = \text{DIP-efflux}_{16\text{-grader}} * 1,13^{t-16}, \text{ hvor månedstemperaturen (t) fremgår af tabel 6.1.}$$

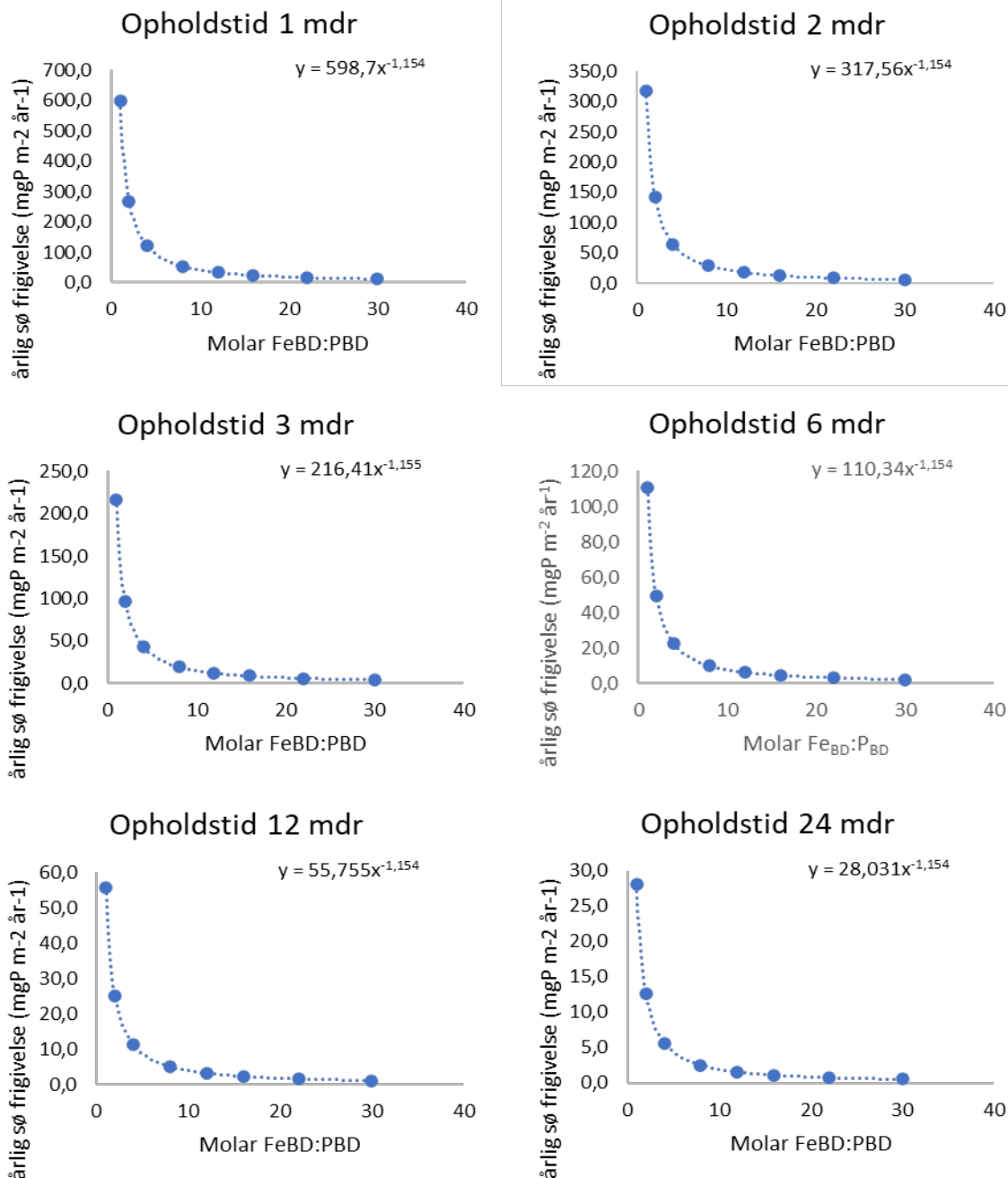
Ved frigivelse af DIP fra jord/sediment overfladen stiger P koncentrationen i søens vand; men samtidig sker den modsatrettede flux af P i sedimenterende fytoplankton. Der er en sæsonvariation i dominerende fytoplankton og dermed også i synkehastigheden for P. Her har vi anvendt værdier for synkehastigheder som angivet i tabel 6.1. Typisk sker der en stor akkumulering af P i vandfasen i de varme sommermåneder, hvor f.eks. cyanobakterier med lav synkehastighed dominerer mens frigivelsen af DIP fra sedimentet er stor i kraft af en høj vandtemperatur (f.eks. Jensen og Andersen 1990). Fosfor tabes dog kun til nedstrøms områder, hvis der strømmer vand ud af søen. Der er meget stor sæsonvariation i vandgennemstrømning i danske søer og afstrømningen er typisk lav om sommeren til trods for høje P-koncentrationer i vandet. Det betyder, at søer med lang årlig opholdstid (lille vandskifte) taber meget lidt P, og det tilsvarende gælder for søer med langsom gennemstrømning om sommeren, fordi den frigivne P når at udfælde igen inden

vandgennemstrømningen bliver større. I søer med meget kort opholdstid bliver en langt større del af den frigivne fosfor udvasket (Fig. 6.2).

Table 6.1. Sæsonvariation i vandføring og vandtemperatur i Haderslev Dam som månedlige middelværdier for 25 år (Flindt et al. 2015)

<i>md-nr</i>	<i>Vandføring</i> <i>m³/md</i>	<i>Vandtemp</i> <i>°C</i>	<i>Synkehastighed</i> <i>for fytoplankton-</i> <i>P i vandfasen</i> <i>m/d</i>
1	1560	1,4	0,1
2	1340	4,1	0,1
3	1373	6,2	0,2
4	756	10,8	0,2
5	504	15,7	0,15
6	373	19,2	0,15
7	316	20,3	0,1
8	337	20,4	0,05
9	566	17,7	0,1
10	784	14,0	0,2
11	1159	8,3	0,1
12	1414	3,7	0,1
<i>Årlig vandføring (m³)</i>		10482	

I figur 6.2 ses 48 teoretiske eksempler på beregnede årlige P-tab fra en sø med en middeldybde på 0,5 m. De 48 forskellige kombinationer dækker over molært Fe:P-forhold varierende fra 1 til 30 og opholdstider varierende fra 30 dage til 730 dage. Det beregnede årlige P-tab ved laveste Fe:P forhold og korteste opholdstid er 6 kg P ha⁻¹ år⁻¹ mens det kun er 0,006 kg P ha⁻¹ år⁻¹ ved et Fe:P forhold på 30 og en opholdstid på 730 dage. Disse værdier kan sammenlignes med resultater fra overvågning af 15 genetablerede søer i årene 2015-2020 (Hoffmann et al. 2022). Her varierer værdierne fra årlige P-tab på 3,4 kg P ha⁻¹ år⁻¹ til P-tilbageholdelser på 10,3 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Gennemsnitligt er der en årlig P-tilbageholdelse på 0,68 kg P ha⁻¹ år⁻¹. For 14 af søerne er det muligt at beregne vandets opholdstid; men en analyse af dette datasæt viste ingen sammenhæng mellem P-balancen og opholdstiden (ikke publiceret). Sammenligningen af modelresultater og målte massebalancerer skal tages med et vist forbehold, idet massebalancen kan dække over en stor tilførsel og tilbageholdelse af f.eks. partikulært P, mens der samtidig frigives opløst P fra søbunden. I modellen er indløbskoncentrationen af P sat til nul og modellen kan derfor aldrig give en tilbageholdelse af P. Det er dog betryggende at modelberegningerne viser P-tab af samme størrelsesorden, som der er målt i genetablerede søer.



Figur 6.2. Beregnet årlig udvaskning af P fra en nyetableret sø med en middeldybde 0,5 m som funktion af sedimentets molære Fe:P forhold ved 6 forskellige opholdstider for vandet i søen Bemærk forskelle i skalaen på Y-akserne. Værdierne på Y-akser omregnes til $\text{kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved at dividere med 100.

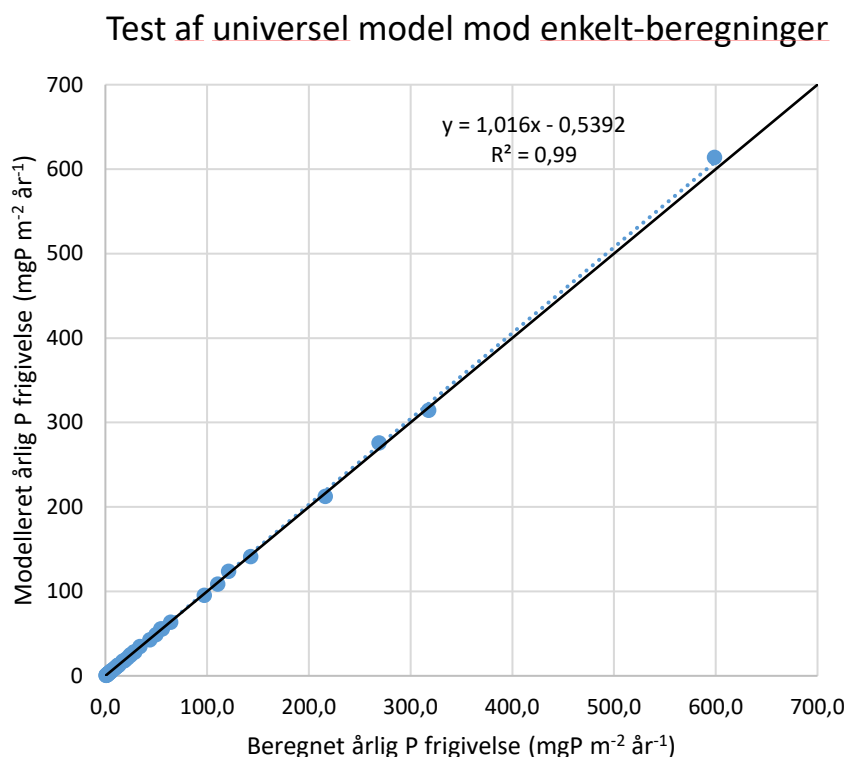
Da der som leverance ønskes en universel model for årligt P-tab, har vi konstrueret den endelige model for sammenhængen mellem sedimentets molære Fe:P-forhold, opholdstid i søen (målt i dage) og det årlige P-tab fra søen ud fra de 48 beregnede værdier (Fig.6.2) (model 3 og 4; Figur 6.3):

3) Årligt P-tab ($\text{mg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) = $16162 * \text{opholdstid}^{-0,961} * \text{Fe:P}^{-1,154}$, eller

(4) Årligt P-tab ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) = $161,6 * \text{opholdstid}^{-0,961} * \text{Fe:P}^{-1,154}$, hvor vandets opholdstid er i dage og Fe:P forholdet molært.

For at prøve og vurdere "fejlen" ved kun at anvende én model for alle Fe:P forhold og alle opholdstider har vi sammenlignet de værdier, som model 3 genererer med de 48 enkelte beregninger i figur 6.2 (Figur 6.3).

Figur 6.3. X-akse: Det årlige P-tab beregnet i datasættet til figur 7.2
Y-akse: Det årlige P-tab beregnet med den universelle model 3



Med en korrelationskoefficient på R^2 på 0.99 mellem de to måder at modellere P-tabet fra søen, kan det fuldt ud forsvares at bruge kun én model for alle Fe:P forhold og opholdstider inden for det område, som modellen dækker (Fe:P forhold mellem 1 og 30; opholdstid mellem 30 dage og 730 dage).

Da P-tilbageholdelsen beregnes ud fra en daglig synkehastighed for fytoplankton (tabel 6.1) vil den beregnede årlige P-udvaskning være følsom for valget af søens middeldybde. De 48 kombinationer af Fe:P forhold og opholdstid er derfor også gennemregnet med en middeldybde på 1 m. Ved samme nettonedbør i projektområdet viste sammenligningen at P-tabet ville øges med 10% ved korteste opholdstid og 18% ved længste opholdstid, hvis middeldybden var 1 m fremfor 0,5 m. Ved lang opholdstid er P-tabet i forvejen er meget lavt, så i praksis får forskellen mindre betydning. Idet 0,5 m middeldybde antages af være mest repræsentativ for projektområderne anbefales det derfor at bruge model 4 for alle projektområder.

7 Høst af biomasse

7.1 Introduktion

P-regnearket er blevet udvidet med et nyt faneblad "Biomassehøst". Ved at høste biomassen og fjerne dette før området vådlægges, vil man udpine jorden og dermed nedsætte tabet af fosfor ved den efterfølgende vådlægning.

Man skal vælge, hvor mange år man ønsker at høste biomasse, førend området vådlægges – man kan således vælge mellem 0 og 10 år i kolonne D3. Derefter vælger i kolonne B hvilke ID/ grid der skal høstes, og i kolonne C indtastes arealet af det høstede område. Man indtaster arealet af det pågældende grid på ny, da det ikke nødvendigvis er hele griddet/prøvefeltet, der vil blive høstet.

Det er antaget, at der kan høstes $12 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og at P_{BD} -puljen udgør 25 % af den samlede P-pulje. Ved høst forventes derfor en reduktion i P_{BD} -puljen på $3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Høst af biomasse resulterer i en reduktion i jordens P-pulje, som samtidig vil ændre Fe:P-forholdet i den reductive Fe-fraktion – $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forholdet vil stige, og tabet af P vil langsomt blive mindre.

Ændringen $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forholdet vil fremgå af faneblad "Vandgennemstrømning" kolonne AH, den nye P-frigivelsesrate af kolonne AI og P-tabet i kg P år^{-1} kan ses i kolonne AJ. Hvis der ikke foretages biomassehøst, vil frigivelsesraterne ikke ændre sig.

7.2 Projekter med høst af biomasse

Da vidensgrundlaget om indvirkningen af biomassehøst på P puljerne i jorden stadig er mangelfuldt, undersøges dette pt. i en række projekter i f.eks. Kvorning Enge og omkring Gammelgård Sø. Når resultaterne fra disse undersøgelser er tilgængelige, vil de blive anvendt i en fremtidig version af P-regnearket.

8 Referencer

- Adhikari, K., R. Bou Kheir, M.B. Greve, P.K. Bøcher, B.P. Malone, B. Minasny, A.B. McBratney, and M.H. Greve. 2013. High-Resolution 3-D Mapping of Soil Texture in Denmark. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77: 860-876
doi:10.2136/sssaj2012.0275
- Flindt, M.R.; Jørgensen, C.; Jensen, H.S. 2015. Notat - Den interne fosforbelastning i danske søer og indsvingningstiden efter reduktion af ekstern fosfortilførsel.
- Forsmann, D.M.; Kjaergaard, C. 2014. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective discharge - Effect of soil Fe:P molar ratio and preferential flow. *Geoderma*. 223-225, 21-32.
- Greve, M.H. & Sørensen, P. 1992. Vejledning i jordprofilbeskrivelse. Geokompodium nr. 30, Geologisk Institut, Aarhus Universitet
- Greve, M.H. & Sørensen, P. 1992. Vejledning i borebeskrivelse. Geokompodium nr. 31, Geologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Hoffman, CC., J. Audet, NB Ovesen og A Kjelgaard 2022. Overvågning af vådområder 2018-2019-2020-2021. Novana. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 513. Aarhus Universitet.
- Hoffmann, C.C., Kjærgaard, C., J. Uusi-Kämppä, H.C.B. Hansen, Kronvang, B., 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *J. Environ. Qual.* 38, 1-14.
- Institute of Hydrology. 1993. Low flow estimation in the United Kingdom. IH report 108. Institute of Hydrology, Wallingford, United Kingdom
- Jensen, HS and FØ Andersen 1990. Impact of nitrate and blue-green algae abundance on phosphorus cycling between sediment and water in two shallow, eutrophic lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 224-230.
- Jensen, H.S.; Kristensen, P.; Jeppesen, E.; Skytte, A. 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 235, 731-743.
- Jensen, H.S.; Thamdrup, B. 1993. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia*. 253, 47-59.
- Kjærgaard, C., Heiberg, L., Jensen, H.S., Hansen, H.C.B. 2012. Phosphorus mobilization in rewetted peat and sand at variable flow rate and redox regimes. *Geoderma* 173-174:311-321
- Kjærgaard, C. & Greve, M.H. 2011. National monitoring af danske lavbundsarealer. Pt. ikke publiceret.
- Kjærgaard et al., 2022. Phosphorus release across an aerobic soil-water interface during convective discharge in anaerobic peat soils along a geochemical gradient. Submitted to *Geoderma*

Koroleff, F. 1983. Determination of nutrients. Grasshof, K., M. Ehrhardt & K.

Kolath, T. 2020. Phosphorus cycling in reestablished lakes: internal and external loading. Ph.D. afhandling fra Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

Kronvang, B., Græsbøll, P., Svendsen, L.M. og Friberg, N., Kjellsson, G., Hald, A.B., Nielsen, M.B., Petersen, B.D. og Ottosen, O., 1994. Restoration of river Gelså at Bevtøft: Environmental effects in streams and riparian areas (in Danish). National Environmental Research Institute, Technical Report No. 110. 88 pp.

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

Kronvang, B., Andersen, I.K., Hoffmann, C.C., Pedersen, M.L., Ovesen, N.B. and Andersen, H.E. 2007. Water Exchange and Deposition of Sediment and Phosphorus during Inundation of Natural and Restored Lowland Floodplains. *Water Air Soil Pollut* (2007) 181:115–121.

Kronvang, B., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Stjernholm, M., Nielsen, C.B., Kjærgaard, C., Schønfeldt, B. & Levesen, B. 2011: Etablering af P-ådale. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 67 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 840.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR840.pdf>

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

Laubel, A.R., Kronvang, B., Hald, A.B. & Jensen, C. 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. - *Hydrological Processes* 17: 3443-3463.

Nielsen, K., Stjernholm, M., Olsen, B.Ø., Müller-Wohlfeil, D.-L., Madsen, I.-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S., Rolev, A.M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V.K., Hvidberg, M., Jensen, J.E., Bacher, V., Larsen, H., 2000. Areal Informations Systemet – AIS. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, URL: <http://ais.dmu.dk>

Paludan, C. and Jensen, S.J. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: Significance of humic acids. *Wetlands*, 15(4):365-373.

Poulsen, J., Hansen, F., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Kronvang, B. 2013. Linking floodplain hydraulics and sedimentation patterns along a restored river channel: River Odense, Denmark. *Ecological Engineering*, 66, pp. 120-128

Bilag 1 eksempler SANDBæk & LERbæk

Til illustration af vejledningens procedurer gennemgås 2 fiktive projektforslag omfattende en restaurering af den nedre del af SANDBæk og LERbæk, som er et anden ordenstilløb til Kæmpe å.

Faktuelle oplysninger SANDBæk

Projektområdets areal = 22.7 ha (beregnet af rådgiver)

Det direkte opland til projektområdet = 104 ha

Samlet opland=126,7 ha

Georegion = 6 (indsættes automatisk når DMI-gridnr. indtastes)

Andel af lerjord fra jordtypekort = 7,15 % (indsættes automatisk når DMI-gridnr. indtastes)

Andel af befæstet areal = 8,86 % (indsættes automatisk når DMI-gridnr. indtastes)

Faktuelle oplysninger LERbæk

Projektområdets areal = 22.7 ha (beregnet af rådgiver)

Det direkte opland til projektområdet = 104 ha

Samlet opland=126,7 ha

Georegion = 6 (indsættes automatisk når DMI-gridnr. indtastes)

Andel af lerjord = 8,34 % (indsættes automatisk når DMI-gridnr. indtastes)

Andel af befæstet areal = 11,67 % (indsættes automatisk når DMI-gridnr. indtastes).

SANDBæk: Beregning af grundlag for vandgennemstrømning fra direkte opland

Nedbør = 914 mm år⁻¹ (Grid 10192 indtastet i regneark under DMI-gridnr.)

Nettonedbør = 323 mm år⁻¹ (indsat automatisk fra faneblad DMI i regneark)

BFI beregnet fra nedbør, lerjord og befæstet areal = 0.72

(kapitel 3 og indsat direkte fra faneblad DMI)

$Q_{OF} = (1 - BFI) * \text{nettonedbør} * \text{oplandsareal} = (1 - 0.72) * 323/1000 * 126,7 * 10,000 \text{ m}^3/\text{år} = 112.991 \text{ m}^3/\text{år}.$

Q_{OF} omregnet til en arealbelastning af projektområdet: $Q_{OF_areal} = [112.991 / (22.7 * 10,000)] * 1000 = 498 \text{ mm år}^{-1}.$

LERbæk: Beregning af grundlag for vandgennemstrømning fra direkte opland

Nedbør = 846 mm år⁻¹ (Grid 10254 indtastet i regneark under DMI-Gridnr.)

Nettonedbør = 244 mm år⁻¹ (Indsat automatisk fra faneblad DMI i regneark)

BFI beregnet fra nedbør, lerjord og befæstet areal = 0.69 (kapitel 3)

$Q_{OF} = (1 - BFI) * \text{nettonedbør} * \text{oplandsareal} = (1 - 0.69) * 244/1000 * 126,7 * 10,000 \text{ m}^3/\text{år} = 94944 \text{ m}^3/\text{år}.$

Q_{OF} omregnet til en arealbelastning af projektområdet: $Q_{OF_areal} = [94.944 / (22.7 * 10,000)] * 1000 = 418 \text{ mm år}^{-1}.$

Inddeling i prøvefelter (Samme for SANDBæk og LERbæk)

Projektområdet inddeles i prøvefelter som illustreret på fig. B1.1: længde ca. 300 m langs vandløbet og bredde ca. 50 m vinkelret på vandløbet. Arealet af prøvefelterne beregnes og indføres i slutskemaerne nedenfor.

Topografisk placering

Bemærk, at det er situationen efter gennemførelse af vådområdeprojektet, der skal beskrives. På grundlag af oplysninger fra projekteringen om vandløbets sommermiddelvandstand og forventet grundvandsdybde sammenholdt med et topografisk kort udfyldes slutskemaets felter om topografisk placering af de enkelte prøvefelter.

SANDBæk: Jordbund

Der er lavet borebeskrivelser, der viser at hele projektområdet er sandet og hovedsagelig består af mellemkornet, som er indføjjet i skemaet nedenfor. Permeabilitetsfaktoren bliver derfor sat til 1 (jævnfør kapitel 3).

LERbæk: Jordbund

Der er lavet borebeskrivelser, der viser at hele projektområdet er leret og hovedsagelig består af sandblandet ler, som er indføjjet i skemaet nedenfor. Permeabilitetsfaktoren bliver derfor sat til 1 (jævnfør kapitel 3).

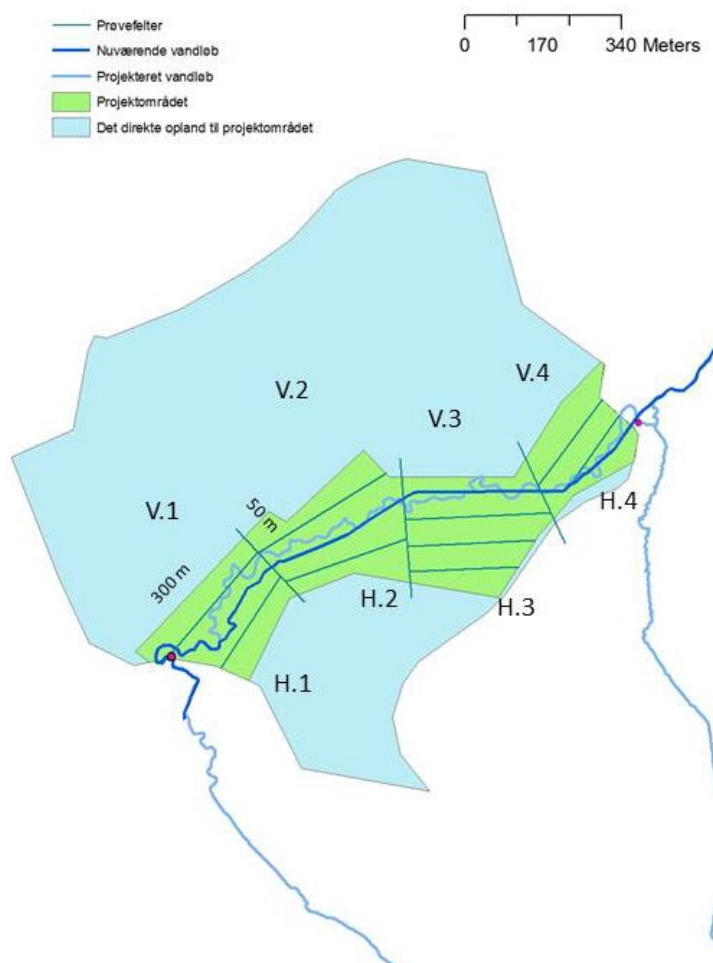
Drænforhold

Ved feltbesigtigelser samt ved at kigge på drænkort blev dræningsintensiteten for hvert prøvefelt bestemt. Da denne viste at være større end 25 %, blev drænfaktoren sat til 1, på nær ved V4 og H4.

Vandgennemstrømning

Vandgennemstrømningen beregnes på grundlag af ovenstående afsnit, samt oplysninger om topografisk placering, drænfaktor, og permeabilitetsfaktor for hvert prøvefelt (jævnfør kapitel 2).

Figur B1.1. Eksempel på gridinddeling af Oddebæk projektområdet



Slutskema for SANDBæk med dataoplysninger, beregnet vandgennemstrømning

ID	Areal ha	Topografisk placering \$			Jordbund Tekstur	PF (-)	Drænfaktor		Vand Beregnet Gennemstrøm mm år	P risiko			Antal År P-tab
		Permanent vådt (-) \$	Temporær vådt (-) *	Dybere lig. Grundvand (-)			Drænings- grad (%)	Dræn-fak- tor (-)		Fe:P ratio	P tabsrate Kg P ha ⁻¹ mm ⁻¹	Beregnet P-tab Kg P år ⁻¹	
V 1.1	1,2		+	140 cm	Mellemkornet sand	1	25	1	0				
V 1.2	1,5		+		Mellemkornet sand	1	25	1	498				
H 1.1	1,0		+	100 cm	Mellemkornet sand	1	25	1	0				
H 1.2	1,0		+		Mellemkornet sand	1	25	1	498				
V 2.1	1,1		+		Mellemkornet sand	1	25	1	323 #				
V 2.2	1,5		+		Mellemkornet sand	1	25	1	498				
H 2.1	1,0		+		Mellemkornet sand	1	25	1	323 #				
H 2.2	1,5		+		Mellemkornet sand	1	25	1	498				
V 3.1	1,0		+		Mellemkornet sand	1	25	1	323 #				
H 3.1	1,0		+		Mellemkornet sand	1	25	1	323 #				
H 3.2	1,2		+		Mellemkornet sand	1	25	1	498				
H 3.3	1,4		+		Mellemkornet sand	1	25	1	498				
H 3.4	1,5	+			Mellemkornet sand	1	25	1	498				
V 4.1	1,5		+		Mellemkornet sand	1	<25	0,5	323 #				
V 4.2	1,4		+		Mellemkornet sand	1	<25	0,5	498				
V 4.3	0,5	+			Mellemkornet sand	1	<25	0,5	498				
H 4.1	1	+			Mellemkornet sand	1	<25	0,5	498				

*<50 & >50: Terrænoverfladen er henholdsvis lavere end 50 cm over vandløbets sommermiddelvandstand og højere end 50 cm over vandløbets sommermiddelvandstand

\$ angives med plus eller minus for hvilken strømningssituation der skal anvendes se figur 2.1

PF = permeabilitetsfaktor

beregning: $324 \times 4/12 = 108$ mm, men på grund af tærskel sættes værdien til 323 mm (lig med nettonedbøren)

Slutskema for LERbæk med dataoplysninger, beregnet vandgennemstrømning

ID	Areal ha	Topografisk placering \$			Jordbund	Drænforhold			Vand	P risiko			Antal År P-tab
		Permanent vådt (-) \$	Temporær vådt (-) *	Dybere lig. Grundvand (-)		PF (-)	Drænings- grad (%)	Dræn-fak- tor (-)		Beregnet Gennemstrøm mm år ⁻¹	Fe:P ratio	P tabsrate Kg P ha ⁻¹ mm ⁻¹	
V 1.1	1,2		+	140 cm	Sandblandet ler	1	25	1	0				
V 1.2	1,5		+		Sandblandet ler	1	25	1	418				
H 1.1	1,0		+	100 cm	Sandblandet ler	1	25	1	0				
H 1.2	1,0		+		Sandblandet ler	1	25	1	418				
V 2.1	1,1		+		Sandblandet ler	1	25	1	244 #				
V 2.2	1,5		+		Sandblandet ler	1	25	1	418				
H 2.1	1,0		+		Sandblandet ler	1	25	1	244 #				
H 2.2	1,5		+		Sandblandet ler	1	25	1	418				
V 3.1	1,0		+		Sandblandet ler	1	25	1	244 #				
H 3.1	1,0		+		Sandblandet ler	1	25	1	244 #				
H 3.2	1,2		+		Sandblandet ler	1	25	1	418				
H 3.3	1,4		+		Sandblandet ler	1	25	1	418				
H 3.4	1,5	+			Sandblandet ler	1	25	1	418				
V 4.1	1,5		+		Sandblandet ler	1	<25	0,5	244 #				
V 4.2	1,4		+		Sandblandet ler	1	<25	0,5	418				
V 4.3	0,5	+			Sandblandet ler	1	<25	0,5	418				
H 4.1	1	+			Sandblandet ler	1	<25	0,5	418				

*<50 & >50: Terrænoverfladen er henholdsvis lavere end 50 cm over vandløbets sommermiddelvandstand og højere end 50 cm over vandløbets sommermiddelvandstand

\$ angives med plus eller minus for hvilken strømningssituation der skal anvendes se figur 2.1

PF = permeabilitetsfaktor

beregning: $571 \times 4/12 = 190$ mm, men på grund af tærskel sættes værdien til 224 mm (lig med nettonedbøren)

Bilag 2. Prøvehåndtering og analyse

Det anbefales, at prøverne analyseres af laboratorier, der i forvejen har god erfaring med håndtering af organogene lavbundsjord og analyse af BD-ekstraherbart Fe og P.

Bilag 2.1. Analyse for bicarbonat-dithionit ekstraherbart Fe (Fe_{BD}) og P (P_{BD})

Forbehandling:

De udtagne jordprøver skal opbevares ved $< 4^{\circ}C$ indtil analyse. Prøveforbehandlingen omfatter (i) homogenisering, (ii) sigtning og (iii) tørstofbestemmelse

Proceduren:

- Den markfugtige jordprøve homogeniseres og der udtages en stor delprøve der sigtes ved 4 mm
- Den sigtede jordprøve deles i to delprøver (A, B)
- Delprøve A afvejes til tørstofbestemmelse ved $105^{\circ}C$
- Delprøve B gemmes på køl ($< 4^{\circ}C$) indtil analyse.

Ekstraktion:

Bicarbonat-dithionit (BD) ekstraktionen foretages i henhold til metodebeskrivelsen modificeret efter Paludan og Jensen (1995).

Proceduren:

1. På basis af tørstofbestemmelsen afvejes af delprøve B markfugtig jord svarende til 1,000 g tør jord til centrifugeglas.
2. Der tilsættes 25 ml BD-reagens ($NaHCO_3$ og $Na_2S_2O_4$) og rystes på rystebord 1 time efterfulgt af centrifugering. Supernatanten overføres til 100 ml prøveflasker. Denne proces gentages yderligere to gange med 25 ml BD-reagens, dog rystes kun i 5 min, centrifugeres og supernatanten overføres til prøveflasker.
3. Afslutningsvist tilsættes 25 ml demineraliseret vand, der rystes i 5 min, centrifugeres og supernatanten overføres til prøveflasker.
4. De i alt 100 ml supernatant gennembobles med atmosfærisk luft 1 time for at oxidere overskydende dithionit. Derefter tilsættes 4 ml 2 M H_2SO_4 .
5. Prøven sættes på destruktionsblok forud for analyse af total-P og total-Fe efter standardprocedurer.
6. Resultater angives i mg/kg tør jord og mmol/kg tør jord.

Vedrørende analyse ved anvendelse af ICP.

ICP kan anvendes til analyse af TP og TFe i dithionitfraktionen. Erfaringsmæssigt ligger detektionsgrænsen på 2 mg TP pr. kg tør jord (Henning Jensen, personlig meddelelse). Ved P-risikovurdering baseret på ICP-analyse vil en acceptabel detektionsgrænse være 5-10 mg TP pr. kg tør jord.

Bilag 2.2. Bestemmelse af volumenvægt

Volumenvægtsbestemmelsen omfatter ovntørring af volumenprøven, vejning og beregning af volumenvægt

1. Hele prøven overføres kvantitativt (med vand) til tørringsbakker og tørres ved 105°C i 24 timer.
2. Den ovntørrede prøve vejes
3. Volumenvægten beregnes som beskrevet nedenfor.

Bilag 2.3. Beregning af volumenvægt

Volumenvægten af den udtagne volumenprøve beregnes på basis af (i) tørstofindhold (kg) af den 105°C tørrede volumenkerne, (ii) jordkernens længde (L) målt i felten umiddelbart efter udtagning, og (iii) volumenborets indre radius (r).

$$\text{Volumenvægt}(\text{kg} / \text{m}^3) = \frac{\text{ovntørprøve}(\text{kg})}{\pi \times L(\text{m}) \times r^2(\text{m}^2)}$$

Beregningseksempel:

	Enhed	Data	Datatype
Jordkernens længde (L)	m	0,28	Målt i felten
Volumenborets indre radius (r)	m	0,02467	Udstyrs specifik
Prøvens volumen (cylinder)	m ³	0,00053536	Beregnet
Vægt af ovntør jordkerne	kg	0,25756	Målt i laboratoriet
Beregning af volumenvægt	kg/m ³	481	Beregnet

Bilag 3. Afrapporteringsskema

Afrapporteringsskema (tidligere benævnt skema 8.8)

P-ådsalsprojekt:										
Arealstørrelse:										
			Volumenprøve			Analyseprøve				
Delområde	Areal	Lokalitet	Prøve-længde	Tørvægt	Volumenvægt	Fe _{BD}	P _{BD}	Fe _{BD} :P _{BD}	Afskærings-værdi	P-tabs ri-siko
nr	ha	GPS	m	kg	kg/m ³	mol/kg	mol/kg	molforhold	Fe _{BD} :P _{BD}	Ja/Nej
1										
2										
3										
4										
5										
6										
7										
8										
9										
10										
11										
12										
13										
14										
15										
16										
17										
18										
19										
20										
Vurdering af risiko for hele projektområdet:										

Hjælpekema

Transekt	Station	Afstand til Vandløb mcm	Dybde i	Tekstur/omsætningsgrad	Tildelt ledningsevne	Permeabilitet	Gennemstrømning (fås fra kap 3)
1	1						
1	1						

Bilag 4. Teknisk beskrivelse af undersøgelser bag P-frigivelse og Fe:P-forhold i søer

Fosforfrigivelsen fra sedimentet under aerobe forhold er fundet ud fra sammenhængen mellem den diffusive frigivelse af opløst uorganisk P (DIP) og det molære forhold mellem Fe_{BD} og P_{BD} , på baggrund af Kolath (2020) samt Flindt et al. (2015).

I datamaterialet indgår 31 nye søer og 31 naturlige søer. Kolath (2020) fandt, at P-frigivelsen fra uforstyrret sediment i nye søer under aerobe forhold afhænger af sedimentoverfladens TFe:TP-forhold og $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forhold, ligesom det er fundet i naturlige sedimenter (Jensen et al. 1992; Forsmann & Kjaergaard 2014; Flindt et al. 2015). Fosforfrigivelsen i de nye søer var lav fra sedimenter med molære Fe:P forhold over 10:1 og P frigivelsen ved lave Fe:P forhold (TFe:TP<6) steg lineært med P koncentrationen i sedimentet. Derudover er det blevet fundet, at P frigivelsen fra oversvømmet landbrugsjord var høj umiddelbart efter oversvømmelsen, men at P frigivelsen kun fortsatte over en kort periode (Kolath et al. 2020), og at P frigivelse generelt var højest for de nyest etablerede søer (Kolath et al. Unpublished). Fosforfrigivelsen var signifikant lavere for de 31 nye søer sammenlignet med de 31 naturlige, hvilket skyldes at Fe:P-forholdet generelt var højere og sedimentets P koncentration lavere i de nye søer.

I den model, som etableres her, benyttes sammenhørende $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forhold og DIP-frigivelse fra de nye søer, der havde permanent vandspejl og hvor data til en sedimentdybde på minimum 10 cm var indsamlet (tabel B4-1). Af de oprindelige 31 søer blev Birke Sø udeladt fra sammenhængen, som følge af at høj omsætning i vandfasen, som medførte anoxiske forhold ved sedimentoverfladen. Botofte Skovmose og Rønnebæk Sø blev udeladt, som følge af meget voldsomme ændringer i $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forholdet med dybden (Botofte: 0-1 cm $Fe_{BD}:P_{BD} = 3$ og 9-10 cm $Fe_{BD}:P_{BD} = 413$) og meget stor variation mellem DIP frigivelsen fra indsamlede sedimentkerner. Tulstrup Sø 3 blev udeladt grundet ekstremt høje $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forhold og stor påvirkning af sammenhængen. DIP frigivelsen fra Bølling Sø blev fundet at være negativ og meget tæt på 0; men for at undgå negative værdier benyttedes i stedet den mindste positive flux observeret for de nye søer. Hermed inkluderes i sammenhængen 25 nye søer, hvoraf 5 er råstofgravssøer. Størrelsen af de nye søer varierede fra 4,5 ha til 890 ha og middeldybden for alle søerne var 1,3 m, men med en væsentligt større dybde i råstofgravssøerne (Egemose et al. Unpublished). Ved prøvetagning varierede alderen af de nye søer mellem 1 og 30 år. Ingen af de undersøgte nye søer havde $Fe_{BD}:P_{BD}$ under 4 og udviste generelt høje $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forhold. Derfor er data for 11 naturlige lavvandede søer med middeldybde på under 2m inkluderet, hvor der var sammenhængende DIP-fluxe og $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forhold til en dybde på 10 cm. Undersøgelserne af disse naturlige søer er foretaget fra 1993-2013 (Flint et al. 2015). Dermed er 36 søer benyttet til at finde sammenhængen mellem $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forhold og diffusiv DIP-frigivelse (tabel B4-1).

Sedimentkernerne blev indsamlet fra en station placeret på det dybeste område i hver sø. Indsamling foregik i løbet af vintermånederne mellem september og februar for alle de nye søer, mens indsamlingen for nogle naturlige søer er foregået i løbet af forår og sommer. Alle sedimentkerner blev indsamlet med kajak rør med en diameter på 5,2 cm. Kernerne var oversvømmet med

bundvand fra søerne og opbevaret med fri gasudveksling, ved 5 °C i højst 3 dage før videre analyse.

P_{BD} og Fe_{BD} blev ekstraheret med 0.11 M bicarbonatdithionit opløsning på sediment fra 0-10 cm dybde, som led i en modificeret Psenner sekventiel fosfor ekstraktion (Jensen og Thamdrup 1993). P_{BD} og Fe_{BD} blev målt på puljet sediment fra 3 kerner ned til en dybde på minimum 10 cm.

Den diffusive DIP frigivelse blev målt på 6 kerner fra hver af de nye søer. Disse blev akklimatiseret ved 16 °C i minimum 24 timer under magnet omrøring og beluftning i et fælles vandbad bestående af bundvand fra samme sø, før måling af P-frigivelse. Fosforfrigivelsen blev målt i hver kerne ved inkubation i 1-3 dage, med konstant omrøring og i mørke. Der er derfor tale om en undersøgelse af potentialet for DIP frigivelse under aerobe forhold, da temperaturen simulerer sommerforhold og udførslen under mørke forhold fjerner assimileringen af opløst P af benthiske alger, der kan forventes at have en betydelig biomasse i lavvandede søer. Iltindholdet i vandsøjlen blev målt efter inkubationen for at tjekke om fluksen var foregået ved aerobe forhold ved sedimentoverfladen. Iltindholdet var altid højere end 80% iltmætning.

DIP blev målt på vandprøver taget før og efter inkubation. Vandet blev filteret på 1,2 µm GF/C filtre og målt spektrofotometrisk efter (Koroleff 1983).

Tabel B4-1. Søer inkluderet i sammenhængen mellem $Fe_{BD}:P_{BD}$ -forholdet i de øverste 10 cm af sedimentet og DIP frigivelsen under aerobe forhold, med årstal for undersøgelse og alder for nye søer ved prøvetagning angivet.

	Sø type	Fe-BD:P-BD 0-10 cm	Aerob DIP-fluks	alder ved sampling	Årstal for prøvetagning
Navn		molar	mg P m ⁻² d ⁻¹	år	årstal
Solbjerg Eng sø	ikke udgravet	4.423	3.414	24	2017
Bunds Sø	ikke udgravet	4.678	8.679	3	2018
Alsønderup Eng sø	ikke udgravet	4.782	1.801	30	2017
Strødam Eng sø	ikke udgravet	2.870	7.121	21	2017
Egå Eng sø	ikke udgravet	17.908	1.109	13	2019
Mjels Sø	ikke udgravet	4.773	15.398	13	2018
Gyldensteen Eng sø	ikke udgravet	12.603	1.678	3	2017
Nørreballe Nor	ikke udgravet	9.316	2.508	11	2017
Jordbro Å Eng sø	ikke udgravet	7.722	4.804	1	2017
Ølundgårds Inddæmning	ikke udgravet	6.199	7.244	19	2017
Filsø	ikke udgravet	24.058	1.476	5	2018
Gravlev Sø	ikke udgravet	4.917	6.013	27	2017
Bølling Sø	ikke udgravet	22.524	0.070	14	2018
Hindemade	ikke udgravet	4.277	2.700	14	2007
Stenskov Sø Vest	udgravet	8.123	0.748	3	2018
Ellebæk Sø	udgravet	63.404	0.427	2	2018
Stenskov Sø Øst	udgravet	40.053	0.092	3	2018
Fuglsang Sø	udgravet	28.190	0.999	13	2018
Kerteminde Sø	udgravet	16.000	0.070	1	2018
Lillelund Eng sø	udgravet	55.532	0.150	3	2018
Sø Vest for Øde Hastrup	råstofsø	47.648	0.070	1	2019
Davinde Nord Sø	råstofsø	15.850	1.182	24	2019
Tulstrup Sø 1	råstofsø	36.257	0.073	6	2019
Ravnegård Sø	råstofsø	30.058	0.288	4	2019
Nymølle Sø	råstofsø	47.480	2.075	16	2019
Haderslev Dam	naturlig	5.069	7.400	Naturlig	2007
Stevning Dam	naturlig	2.211	9.000	Naturlig	2007
Stigsholm Sø	naturlig	2.848	8.000	Naturlig	1993
Sønderby Sø	naturlig	1.448	32.100	Naturlig	2001
Kvie Sø	naturlig	6.246	5.200	Naturlig	1994
Nordborg	naturlig	4.402	13.000	Naturlig	2006
Arreskov	naturlig	0.136	14.900	Naturlig	2012
Peblinge sø	naturlig	6.705	71.000	Naturlig	2003
Sortedams sø	naturlig	6.502	46.200	Naturlig	2013
Væng Sø	naturlig	6.346	8.800	Naturlig	2007
Skt Jørgens Sø	naturlig	5.682	42.500	Naturlig	2012