



Titel: Overvågning af effekten af retablerede vådområder			
Dokumenttype: Teknisk anvisning	TA. nr.: W01	Version: 2014	Oprettet: 01.09.2014
Forfattere: Carl Chr. Hoffmann, Brian Kronvang, Niels Bering Ovesen, Søren Erik Larsen, Rikke Bjerring Hansen og Ane Kjeldgaard	Gyldig fra: 08.12.2014		
	Sider: 46		
	Sidst ændret: 08.12.2014		
TA henvisninger	DB01 - B01 - B02 - B03 - B04-L02		

## 0 Indhold

0 Indhold .....	1
1 Indledning .....	1
2. Vådområdetyper.....	2
2.1 Retablerede lavvandede søer .....	2
2.2 Moser .....	2
2.3 Overrislede arealer .....	3
2.4 Oversvømmede arealer .....	3
2.5 Gensoning af vandløb – større ådalsprojekter .....	4
3 Måling af vandstand i overfladevand .....	6
3.1 Vandstandsskala.....	6
3.2 Vandstandsstation med kontinuerlig registrering .....	6
4 Målinger af vandføring i åbne kanaler .....	8
4.1 Vingemåling .....	9
4.2 ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler).....	10
4.3 "Dopplerstation" - station med kontinuerlig hastighedsregistrering.....	11
5 Målinger af vandføring i dræn .....	12
5.1 Flowmåler .....	12
5.1.1 Overførsel af data til HYMER.....	12
5.2 Vingemåling .....	12
5.3 V-overfald.....	13
5.4 Spand + spand med manchete .....	13
6 Målinger i piezometerrør – inklusive måling af grundvandstand i jord ...	16
6.1 Installation.....	16
7 Vandprøvetagning .....	19
7.1 Prøvetagningsfrekvens .....	19
7.2 parameterliste .....	19
7.3 Prøvetagning – filtrering .....	19
8 Beregning af vandføring .....	21
8.1 Beregning af Q/H.....	21
8.2 QQ-station .....	21
8.3 Beregning af vandføring ved pumpestationer .....	22
9 Stoftransport .....	23
10 In situ målinger af sediment og fosfor deponering .....	24
10.1. Fremstilling af sedimentations fælder .....	24
10.2 Procedure for udvælgelse af traceer til opsætning af fælder.....	25
10.3. Opsætning og hjemtagning af fælder .....	28
10.4. Behandling af fælder og materiale i laboratoriet .....	29



10.5. Sedimentanalyser .....	30
11 Måling og beregning af oversvømmelsesfrekvens .....	31
12. Bilag .....	32
12.1 Prøvetagningsdesign for synkronmålinger .....	32
12.2 Stofbalance søer .....	34
12.2.1 Målinger/estimer til brug ved beregning af vand og stofbalancer for søer .....	34
12.2.2 Opstilling af vand- og stofbalancer for søer.....	35
12.2.3 Stoftilbageholdelse .....	37
12.2.4 Prøvetagningsmetoder og analyser.....	38
12.3 Stofbalance vådområder .....	39
12.4 Beregninger af P sedimentation .....	40
12.5 Beregning af oversvømmelse .....	40
12.6 BACI design .....	43
Referencer.....	45

## 1 Indledning

Denne Tekniske Anvisning er en opdatering af Teknisk Anvisning fra DMU nr. 19 4. udgave (Hoffmann et al., 2005) med den nyeste viden om prøvetagning for næringsstof og stoftransport i vådområder. Kapitlerne vedrørende naturindhold og terrestrisk vegetation er således ikke medtaget i denne reviderede anvisning.

Hensigten med denne TA er, at overvågningsmedarbejdere i Naturstyrelsen kan gennemføre målinger, prøvetagning og databearbejdning for retablerede vådområder for at kunne vurdere vådområdernes betydning for stofomsætning og stoftilbageholdelse.

Retablerede vådområder defineres i denne sammenhæng som arealer hvor dræning, grøftning og pumpning er ophørt, og der er genskabt naturarealer, der gennemstrømmes af grundvand, overfladevand, overrislende drænvand og/eller infiltrerende drænvand samt oversvømmes med vandløbsvand. Typen af naturarealer der herved er genskabt omfatter lavvandede søer og moser, ådale, våde enge, rørskove og overrislede eng- og mosearealer.

De metoder der omtales i denne TA omfatter måling af vandstand, vandføringsmålinger i åbne kanaler og dræn, målinger i piezometerrør, vandprøvetagning, udlægning af måtter til måling af P-sedimentation ved oversvømmelse, opsætning af piezometerrør, måling af oversvømmelse samt bilag om stofbalance i søer, stofbalance i vådområder, beregning af P-deposition, beregning af oversvømmelse og oversvømmelsesfrekvens samt BACI design.

Denne TA er lavet efter samme skabelon som andre tekniske anvisninger under NOVANA-programmet, selvom overvågningen af vådområder ikke indgår heri. Denne TA følger DCE kriterier for kvalitetssikring.

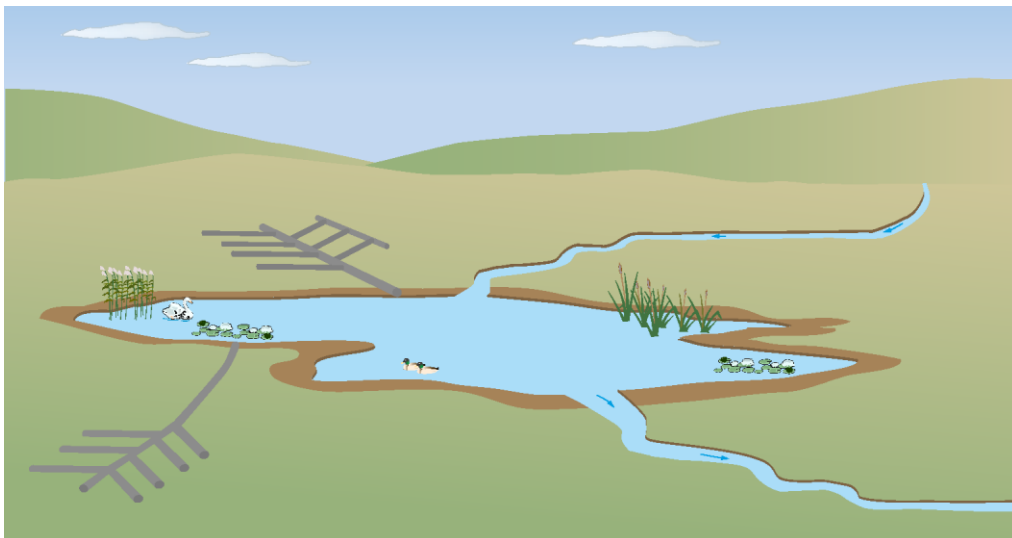
## 2. Vådområdetyper

Definition af vådområder der indgår i overvågningen.

Vådområder er karakteriseret ved at have et vandspejl der svinger omkring jordoverfladen dvs. både lige under og lige over jordoverfladen, og de typer der således dækker begrebet vådområder spænder fra våde enge over moser til periodevis oversvømmede ådale og lavvandede søer. Hvert vådområde er unikt i sig selv både på grund af form og placering i landskabet og ikke mindst pga. de hydrologiske karakteristika som vandstand, vandstandsamplitude, strømningsmønster, og måden hvorpå der udveksles vand med omgivelserne.

### 2.1 Retablerede lavvandede søer

Lavvandede søer har typisk et eller flere tilløb samt et afløb. Der findes dog også eksempler på søer uden tilløb men med tilløb fra afbrudte dræn eller grøfter. En særlig type udgøres af søer retableret på arealer der har været pumpede, og hvor slukning af pumpen automatisk fører til sødannelse. Der skal måles i alle tilløb og afløb og som hovedregel skal der opstilles målestationer i både tilløb og afløb, men lokale forhold såsom stuvning kan medføre at man må afvige fra dette. Der skal måles på dræntilløb fra større drænelande, mens små lokale drænsystemer hvor vandet kun løber sporadisk og i kortere tid kan udelades (se også bemærkninger under moser)



Figur 2.1 I lavvandede søer oprettes en hydrometrisk station i ind- og udløb ( $Q/H$ ) og vandføringen i store drænsystemer måles eventuelt med elektromagnetiske flowmålere.

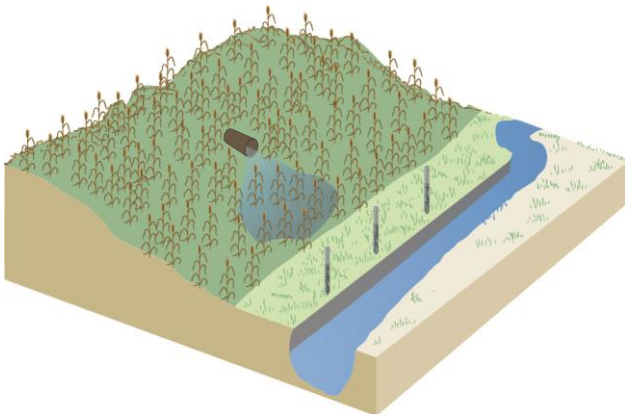
### 2.2 Moser

Der er en glidende overgang mellem lavvandede søer og moser. En mose kan temporært – i tørre perioder – være uden vanddække og vegetationen kan være mere præget af emergente makrofyter over hele mosefladen i modsætning til den lavvandede sø hvor makrofyterne mere vokser langs søbreden, men kan brede sig ud i vandfladen efterhånden som søen gror til, hvil-

ket ofte er tilfældet, så søen langsomt overgår til at være mose. Tilførsel af vand til moser kan både være via dræn, grøfter og vandløb. Tilførsel af vand via større drænsystemer skal måles på samme måde som ved indløb via grøfter og vandløb altså ved opsætning af en hydrometrisk station (i.e. måling af vandføring samt eventuel registrering af vandstand hvis det er muligt). For mindre dræn op til Ø300mm kan man med fordel anvende såkaldte elektromagnetiske flowmålere (se kap. 5.1), der måler vandflowet kontinuerligt. Man bør være opmærksom på at afbrudte dræn og mindre bække der løber ind i et retableret vådområde meget nemt vokser til så man umiddelbart kan få det indtryk, at det kun er en meget lille vandmængde der siver til. Dette vil ofte ikke være tilfældet da vandet blot siver til over et større område grundet tilgroningen, og man bør derfor være omhyggelig med at lokalisere udløb fra drænrør og tilløb af små bække.

### 2.3 Overrislede arealer

Overrislede vådområder er karakteriseret ved at et eller flere drænsystemer afbrydes ved projektgrænsen, hvorefter drænvandet overrisler projektområdet eller helt eller delvist infiltreres i jorden og løber som overfladenært grundvand ud mod vandløbet. Drænvandet spredes ofte ud over arealet ved en hjælp af en fordelergrøft for at undgå at vandet laver erosionskanaler og løber direkte mod vandløbet. Hvis drænvandet infiltreres eller siver ud over et bredt område som både overfladevand over overfladenært grundvand uden veldefineret afløb må man installere pejlerør (også kaldet piezometer-rør) for at kunne få repræsentative vandprøver af udløbsvandet.

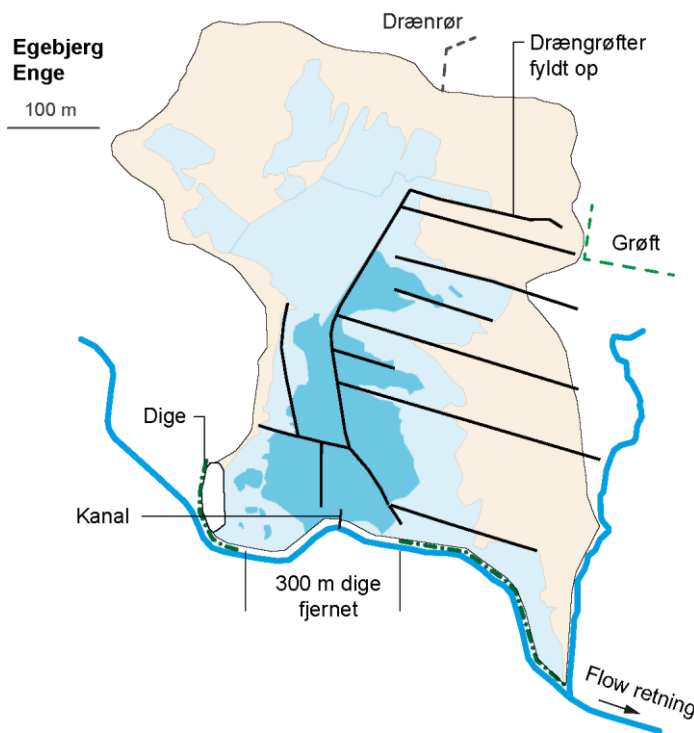


*Figur 2.2 Tegningen viser et vådområde der overrisles med drænvand. Vandet siver delvis gennem jorden uden et veldefineret afløb, og derfor er der isat pejlerør tæt ved brinken således at der kan tages repræsentative vandprøver af udløbsvandet.*

### 2.4 Oversvømmede arealer

Flere vådområder er retableret ved at større eller mindre partier af et omkransende dige er fjernet hvorved der er skabt kontakt til det nærliggende vandløb. Dette oversvømmer derved vådområder i større eller mindre grad afhængig af den aktuelle vandstand i åen (eks. Vorup Enge og Hornbæk enge ved Gudenåen; Gl. Estrup Enge ved Alling Å; Egebjerg Enge og Bygholm Enge ved Store Hansted Å). Overvågning af den type vådområde er vanskelig

på grund af den meget dynamiske udveksling af vand mellem vandløb og vådområde, hvor vandet i samme punkt kan løbe begge veje altså både fungere som indløb og udløb. Der skal foreligge en detaljeret og nøjagtig opmåling af vådområdet således at mængden af vand i vådområdet ved en given vandstand kendes. For at overvåge vådområdet skal der installeres en eller flere automatiske vandstandsmålere på grænsen mellem vandløbet og vådområde samt en Doppler flowmåler (se kap. 4.3) der kan registrere vandets strømningsretning kontinuerlig dvs. om vandet løber ind eller ud af vådområdet (En mere detaljeret beskrivelse kræver kendskab til det specifikke vådområde). Der opstilles automatisk vandprøvetager med separate flasker således at der kan skelnes mellem prøver hvor vandet løber ind og prøver hvor vandet løber ud af området. Eventuel tilførsel af vand fra oplandet via dræn, grøfter eller vandløb kan måles på traditionel vis.



Figur 2.3 Tegningen viser Egebjerg Enge ved Store Hansted Å. Tilførslen af vand blev målt med en flowmåler installeret i drænrøret (øverst) samt ved måling af vandføringen i grøften. Udvekslingen af vand mellem vådområde og vandløb foregik over et 300 m bredt bælte og blev beregnet vha. kontinuerlige målinger af vandstanden samt kontinuerlige målinger af vandets strømningsretning – ind eller ud af området – med Doppler måler. Der var automatisk vandprøvetagning med ISCO prøvetager i bredzonen mellem vandløb og vådområde.

## 2.5 Gensnoning af vandløb – større ådalsprojekter

Projekter der inddrager hele ådalen eventuelt inkluderende gensnoning af selve vandløbet kan i visse tilfælde overvåges ved at man måler op og ned-

strøms projektområdet samt i diverse tilløb. Man bør dog være opmærksom på, at der kræves kendskab til stoftransporten før vådområdet blev etableret, for at effekten af vådområdet kan beregnes. Det vil således betyde, at der som minimum skal måles et år før vådområdet retableres. Hvis vådområdet er af en betydelig størrelse i forhold til vandløbsoplandet dvs minimum 10 % vil der dog være mulighed for at måle op- og nedstrøms projektområdet alene efter at projektet er realiseret, men prøvetagning og vandføringsmålinger bør være hyppigere end de fastlagte 12 målinger per år dvs. hver 14. dag. Hvis der nedstrøms i umiddelbar nærhed af projektområdet allerede er en eksisterende hydrometrisk station i drift med tilhørende tidsserie for vandføring og stofkoncentrationer giver dette også mulighed for at nøjes med en etårig overvågning af området med op- og nedstrøms hydrometriske stationer – og samtidigt kan man nøjes med månedlige målinger. Gensnoing af vandløb, hvor vandløbet får sine regulativmæssige dimensioner tilbage kan også medføre at ådalen helt naturligt oversvømmes. Dette medfører deponering af partikulært fosfor, og dette er relativt nemt at måle ved udlægning af kunstige græsmatte (se kapitel 10).



Figur 2.4 Skitse af ådalprojektet Lyngbygårds Å, hvor hele overvågningen foregik vha. hydrometriske stationer etableret op- og nedstrøms projektområdet samt i to tilløb fra henholdsvis renseanlæg og gensnoet bæktilløb.

### 3 Måling af vandstand i overfladevand

Måling af vandstand kan gøres meget enkelt med en skalapæl til manuel aflæsning, men der findes mere avancerede måleinstrumenter. Opsætning, betjening og vedligeholdelse heraf gennemgås i dette kapitel.

#### 3.1 Vandstandsskala

En skala til manuel aflæsning af vandstanden består af en lodret metal eller plastskala, der normalt er inddelt i 1 eller 2 cm enheder. Den skal dække hele intervallet for variation i vandstanden ved den pågældende målestation, normalt 1 – 2 meter. Skalaen etableres om muligt på en bro eller andet fast bygningsværk i vandløbet. Alternativt fastgøres skalaen til en stolpe, f.eks. 4X4" trykimprægneret, der rammes eller spules godt ned i vandløbsbunden, så den står solidt.

Skalaen skal placeres nær brinken, og den skal kunne aflæses ved alle vandstandsforhold. Af hensyn til nøjagtigheden på aflæsningen skal vandspejlet omkring skalaen være roligt, og det er en fordel, hvis den kan aflæses fra landsiden. Hvis skalaen etableres i forbindelse med en station med automatisk vandstandsregistrering, skal den stå i umiddelbar nærhed af denne, så der ikke er forskel i vandstanden.

Vandstanden aflæses på skalaen, normalt med en nøjagtighed på 0,5 cm. Bølger eller turbulens kan gøre aflæsningen besværlig, og det kan være en fordel at anvende et vaterpas til at "trække" vandspejlsniveauet hen til skalaen, ved at holde det på vandoverfladen ud fra skalaen. Når vandstandsaf-læsningen sker i forbindelse med en vandføringsmåling, aflæses både før og efter målingen, for at tage højde for eventuelle vandstandsvariationer.

#### 3.2 Vandstandsstation med kontinuerlig registrering

Placering af målestation:

Ved en hydrometrisk station beregnes vandføringsserien (hydrografen) normalt på basis af den registrerede vandstand og en relation mellem vandstanden (H) og vandføringen (Q). Denne relation kaldes normalt for en QH-kurve. De hydrauliske forhold på strækningen omkring stationen er af stor betydning for datakvaliteten, og det er vigtigt at have kendskab til disse inden stationen etableres. Det er især vigtigt, at der ikke kan ske opstuvning fra nedstrøms beliggende sø, hav, stemmeværk, bro eller tilløb/sammenløb. Så vidt muligt placeres stationen også på en strækning uden for meget grøde.

Vurderingen af de hydrauliske forhold foretages ved en besigtigelse, evt. kombineret med kort og GIS-undersøgelse eller opmålinger af længde- og tværprofiler. Hvor langt nedstrøms vandstanden er stuvningspåvirket afhænger især af vandløbsgradienten. Jo mindre gradient, des længere stuvning, og zonen kan i visse tilfælde være mange kilometer. Ofte vil stuvningszonen være længere, når vandstanden er høj.

Hvis der udelukkende skal registreres vandstand ved stationen, er der ikke særlige krav til stationens placering.



### Måleudstyr:

Der findes en række forskellige typer af instrumenter til kontinuerlig registrering af vandstanden:

- Tryksonde
- Tællehjul med digital aflæsning
- Mekanisk papirskriver
- Boblesensor
- Ultralyd/radar

*Tryksonder* er normalt ventileret med et tyndt rør i kablet til sonden, så vandspejlshøjden kan måles direkte. Tryksonder uden ventilation kan også anvendes, men det kræver korrektion af data med lufttrykket.

*Tællehjul* med digital aflæsning og mekanisk papirskriver fungerer ved hjælp af flyder og lod i et wiresystem, der monteres i en målebrønd. Målebrønden består af et lodret rør (Ø 110 – 315 mm) og evt. et vandret forbindelsesrør (Ø 75 – 110 mm).

*Boblesensor* fungerer ved at en tynd slange føres ned i vandløbet, og det krævede tryk for at blæse luft ud registreres i sensoren.

*Ultralyd/radar sensorer* monteres over vandspejlet, f.eks. under en bro eller på en arm ud over vandløbet, og den måler vandstanden ved hjælp af lyd-bølger, der reflekteres fra vandoverfladen. Ultralydssensorer kan også være monteret under vandspejlet, og måle afstanden op til overfladen.

I dag er tryksonder og digitalt tællehjul langt det mest anvendte, men alle typer kan anvendes til målinger i danske vandløb. Dog kan ultralyd/radar ikke anvendes i mindre (<10 meter brede) vandløb, da de har en lidt større usikkerhed end de øvrige typer.

Der findes mange forskellige dataloggere, der kan anvendes til opsamling af vandstandsdata. I nogen tilfælde er registreringsenheden integreret med dataloggeren, hvilket især er en fordel, hvis der ikke skal måles andre parametre på den samme station. Dataloggeren kan evt. forsynes med en enhed til automatisk overførsel af data via telefon- eller internettet.

### Vandstandsregistrering:

Vandstanden er vandspejlshøjden i forhold til et fast punkt, normalt 0-punktet på en vandstandsskala. Hvis en hydrometristation skal være i drift i en længere årrække, skal vandstandskoten fastlægges i forhold til nationalt referenceniveau (DVR90). Koten for skalaens 0-punkt opmåles ved traditionelt nivellement til GI fikspunkt eller ved hjælp af GPS med præcision på 20 mm. Skalaens højde skal kontrolleres en gang om året. Hvis skalaen ændrer højde, f.eks. på grund af is i vandløbet, vil det medføre en fejl i vandstandsregistreringen. Til kontrol anvendes et fast kontrolpunkt i nærheden af skalaen, f.eks. et punkt på et brofundament eller GPS.

Hvis vandstanden skal registreres med et system med lod og flyder, skal der etableres en målebrønd. Den består af et rør, der er gravet ned i brinken eller fastgjort til en stabil konstruktion i vandløbet, f.eks. en bro eller et fundament. Brønden føres lodret ned til et niveau, så man er sikker på at være mindst 20 – 30 cm under absolut lavest forekommende vandstand. Fra målebrønden skal gå et vandret forbindelsesrør, der føres ud i vandløbet i ni-

veau under absolut lavest forekommende vandstand, hvilket i mange vandløb er i niveau med det laveste punkt af vandløbsbunden i tværprofilen ud for stationen. Toppen af målebrønden skal være over højest forekommende vandstand. Normalt svarende til ca. en meter over kronekanten (højeste sted på brinken). Længden af wiren mellem lod og flyder skal afpasses så loddet ikke går imod toppen ved lavest forekommende vandstand eller på bunden ved den højeste.

Hvis vandstanden skal registreres med en tryksonde, kan den monteres i en målebrønd svarende til den, der anvendes til lod og flyder. Alternativt kan den føres ud i vandløbet gennem et rør, der er solidt fastgjort i brinken og ført ned under lavest forekommende vandstand. Det skal sikres, at der ikke samles sediment eller slam eller grøde omkring sensoren. Det vil ofte være en fordel, at føre sensoren i et rør med åbning i bund og evt. perforeret i siderne, og den skal kunne trækkes op for inspektion og evt. rengøring. Af hensyn til den efterfølgende databehandling skal sensoren kunne føres tilbage til præcis samme niveau efter inspektionen. Dette sikres f.eks. ved en holder, der er fast monteret på sensorens kabel eller ved at sensoren går mod fast bundstop i form af tværpind, gitter eller lign.

Den automatiske vandstandsregistrering skal køre i samme niveau og med vandstandsskalaen som reference. Hvis der konstateres en ikke ubetydelig uoverensstemmelse mellem værdierne, kan det være nødvendigt at justere på skriver, datalogger eller tællehjul. Da vandstandskurven skal kontrolleres og evt. justeres i forbindelse med den videre databehandling, er det ikke et krav, at der altid er fuld overensstemmelse. Vandstandsregistreringen skal justeres, hvis der er en forskel på mere end 2 cm.

Intervalleret for lagring af data sættes til 10 – 15 minutter, og der kan enten lagres den aktuelt registrerede værdi eller en middelværdi for perioden, hvis sensoren f.eks. registrerer hvert 10. sek. Nøjagtigheden på vandstandsdata skal være 0,5 cm eller bedre.

Vedligeholdelse:

Eventuelle aflejringer af sand, mudder og grøde omkring skalpælen skal fjernes. Vandstandsskalaen kan hurtigt blive belagt med alger eller andet snavs og den skal derfor ofte renses f.eks. med en opvaskebørste. En målebrønd skal jævnligt (mindst en gang årligt) skylles igennem med et par spande vand for at fjerne aflejringer i bunden og i forbindelsesrøret til vandløbet. Hvis der over længere tid sker en aflejring af sediment omkring forbindelsesrøret, kan det være nødvendigt at grave det fri eller evt. forlænge det.

## 4 Målinger af vandføring i åbne kanaler

Udover den traditionelle vandføringsmåling med vingeinstrument, er der andre målemetoder, som kan anvendes ved lave hastigheder og ved stuvning, som supplement til vingemålingerne.

## 4.1 Vingemåling

Vingemåling foretages normalt i et tværprofil enten stående i vandløbet eller fra en bro. I store vandløb kan det være nødvendigt at lave målingen fra en båd, der kan fastholdes i måleprofilen.

Til opmåling af profilet samtidig med målingens gennemførelse, opspændes et målebånd på tværs af profilet. Dybden måles med stangen, hvorpå instrumentet er ophængt. Målingerne skal så vidt muligt foretages på en lige strækning med ensartede tværprofiler og regulær hastighedsfordeling uden turbulens og hvirvler i hele tværprofilet og uden væsentlige stuvningspåvirkninger. Evt. grøde og sten skal fjernes.

Der anvendes følgende udstyr til en vinge måling (afhængig af måleopstilling):

- Målebånd/tommestok/stadie
- Pløkke til fastgørelse af målebånd
- Vingeinstrument med tilhørende stang eller anden opspænding
- Tællekasse og målebog eller håndholdt computer/PDA eller anden enhed til dataopsamling
- Skovl/le til fjernelse af grøde
- Redningsvest

Vanddybden skal være mindst 4 gange diameteren på den anvendte vinge. Kravet kan fraviges i små vandløb, hvor det ikke kan opfyldes med mindste vinge (diameter=30 mm). Vingen må ikke bryde vandoverfladen under målingen.

Ved en gennemsnitlig vanddybde i profilet på mere end ca. 50 cm bør anvendes vinge med diameter på mellem 80 og 120 mm.

Målingerne foretages i et antal punkter i en række vertikaler i tværprofilet. Antallet af vertikaler og målepunkter fastlægges ud fra følgende:

Antal vertikaler: (minimum)

Vandløbsbredde	Antal vertikaler
0 - 0,5 meter	3 - 4
0,5 - 1,0 meter	4 - 5
1,0 - 3,0 meter	5 - 8
3,0 - 5,0 meter	8 - 10
5,0 - 10,0 meter	10 - 20
>10,0 meter	>20

Bemærk: Angivelserne er eksklusiv vertikaler, der angiver breddernes placering.

Vertikaler placeres over evt. knæpunkter i bundprofilet og hvor strømmen er stærkest. Flere vertikaler indsættes hvor hastighed eller dybde varierer meget.

Antal punkter:

Der skal så vidt muligt være mindst 3 punkter i hver vertikal. (lige under overfladen, ca. 0,4 gange vertikaldybden over bunden og lige over bunden). 2 punkter anvendes hvis vertikaldybden er under 3 gange vingediameteren (lige under overfladen og lige over bunden). 1-punktsvertikaler bør undgås, men hvis det anvendes skal punktmålingen være ca. 0,4 gange vertikaldybden over bunden, da hastigheden i denne dybde antages at repræsentere middelhastigheden i vertikalen.

Generelt kan det antages, at usikkerheden på en vingemåling, der er foretaget i henhold til anvisningerne er op til ca. 5 %. Usikkerheden på vingemålinger er generelt større i helt små vandløb, hvor betydningen af hastighedsgradienten ved bredderne og bunden er relativt stor. Målinger ved meget lave hastigheder medfører ligeledes forøget usikkerhed, og især omkring minimumhastigheden for instrumentets respons (starthastigheden).

For yderligere beskrivelse af procedure for vingemålinger, herunder beregninger, vedligeholdelse af instrumenter mv., se teknisk anvisning B03 "Vandføringsmåling med vingeinstrument, Ovesen, 2011".

#### **4.2 ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler)**

ADCP instrumentet er en sensor, der måler strømhastigheder ved hjælp af lydbølger. Den er normalt monteret på en lille flåde og fungerer ved, at det føres fra den ene bred af vandløbet til den anden på tværs af vandløbet. ADCP instrumentet udsender lydbølger med frekvenser fra 0.5MHz til 3MHz i forskellige vinkler ned mod bunden, og måler på den baggrund vanddybder og vandhastigheder som instrumentet omregner til en vandføring. ADCP kan måle ved meget lave strømhastigheder med større præcision end vingeinstrumenter.

På nuværende tidspunkt er der ADCP instrumenter på markedet, der kan måle vandføringer på vanddybder fra ca. 30 cm og opefter. Det betyder, at ADCP instrumenter i vid udstrækning kan benyttes i de samme vandløb, som vingeinstrumenterne hidtil har været benyttet i men altså ikke i de små. ADCP instrumenter kan ikke måle over grøde eller i vandløb med betydelig bundvandring eller i profiler med meget mudret bund. Derfor er det en forudsætning for en ADCP måling, at der kan oprettes et måleprofil fri af disse forhold.

Målingen udføres ved at instrument og flåde føres på tværs af vandløbet ved hjælp af en trækwire, der er installeret lige over vandoverfladen eller ved hjælp af en line eller en stang fra en bro. I mindre vandløb kan instrumentet føres håndholdt hvor der vades, og i store vandløb kan det være nødvendigt at foretage målingen fra en båd.

Målingen foretages efter følgende procedure:

- ADCP-instrumentets start/slut placering i måleprofilen findes ud fra de angivelser, der er givet for instrumentet. (Typisk er start/slut angivet som det sted, hvor et bestemt antal hastighedsceller kan måles. Disse placeringer findes ved langsomt at trække instrumentet fra kanten og ud, indtil det krævede antal celler kan måles).

- Afstanden imellem instrumentets placering og nærmeste vandløbskant opmåles og noteres, både for start og slut positionen. Værdierne skal benyttes til vandføringsberegningen. Hvis der er en zone nær kanten, hvor der er meget lav eller ingen vandhastighed, måles afstanden til bredden som afstanden fra instrumentet til det sted, hvor strømmingen stopper.
- ADCP målingen igangsættes ud fra de instrumentspecifikke anvisninger. Instrumentet trækkes langsomt og jævnt på tværs af vandløbet imellem de to start og slut punkter. Det er vigtigt at start og slutpositionerne er tydeligt markerede, så det er det samme profil der måles for hvert træk.
- Der skal foretages minimum 4 træk (målinger) på tværs af vandløbet. 2 træk i hver retning. Hvis nogen af målingerne afviger mere end 5 % fra middel af alle 4, foretages yderligere 4 træk. Vandføringen fastsættes som middel af alle målingerne.

Der eksisterer flere forskellige producenter af ADCP instrumenter, og softwarebeskrivelse og de specifikke procedurer omkring instrumentanvendelse skal findes i de enkelte instrumenters manualer.

For yderligere beskrivelse af procedure for ADCP-målinger, henvises til teknisk anvisning B04 "Vandføringsmåling med akustisk Doppler instrument (ADCP), Poulsen og Ovesen, 2011)".

### **4.3 "Dopplerstation" - station med kontinuerlig hastighedsregistrering**

En vandføringsstation kan etableres med en eller flere sensorer, der kontinuerligt registrerer strømningshastigheden i vandløbet i kombination med vandstanden. Det kan være nødvendigt at anvende denne mulighed på steder, hvor der ikke er en sammenhæng mellem vandstand og vandføring f.eks. på grund af opstuvning, der varierer meget eller returstrømning. Det vil ofte være tilfældet nær udløb i en sø eller i havet.

Hastigheden kan enten måles ved hjælp af ultralydssensorer, der måler ved hjælp af Dopplereffekten eller med "Time of flight" sensorer, der måler forsinkelsen i en impuls, der sendes vandret diagonalt på tværs af vandløbet. Sensorerne skal monteres fast enten på bunden eller i bredden af vandløbet.

Vandstanden måles f.eks. ved hjælp af en tryksonde, og på basis heraf registreres det gennemstrømmede tværsnitsareal. Ved hjælp af kalibreringsmålinger af vandføringen, f.eks. med ADCP eller vingeinstrument, fastlægges en sammenhæng mellem den registrerede hastighed (indekshastighed) og middelhastigheden i tværprofilet. Vandføringen beregnes ud fra tværsnitsareal og middelhastighed.

En af udfordringerne ved denne type målestation er at få placeret og programmeret sensorerne korrekt, så der opnås en god relation mellem indekshastighed og middelhastighed. Samtidig skal de placeres, så de ikke bliver dækket af sand og aflejringer, hvis de er placeret på vandløbsbunden, og drivende grøde og andet, hvis de er placeret i bredden.

## 5 Målinger af vandføring i dræn

Målinger af vandføring i dræn er yderst vigtig i vådområder, da de periodevis kan have særdeles høj vandføring samtidig med, at koncentrationen af næringsstoffer ofte er betydelig højere sammenlignet med vandløb.

### 5.1 Flowmåler

Elektromagnetisk flowmåling af vandføring i dræn giver meget præcis bestemmelse af vandføringen (usikkerheden kan gå ned til 0,2 % af hastigheden, det afhænger af instrumentkvalitet og målebetingelser). Den nyeste udvikling er, at de kan fås med en batteripakke med en holdbarhed på op til flere år, så adgang til strøm ikke længere er påkrævet. Skal flowmåleren monteres under vand kræves en tæthedsklasse, der opfylder dette krav (IP68 vandtæt ned til 2 m undervand). Flowmåleren fås i mange størrelser fra Ø 25 mm til Ø 500 mm eller mere. Flowmålere med batteripakke har visning af øjeblikkelig flowhastighed samt totalflow, men ved tilslutning af en datalogger til pulsmåling kan man få detaljeret information om vandføringen ved at vælge hvor ofte en puls skal afgives (f.eks. en puls per 100 liter vand). Flowmåleren skal altid være fuldtløbende, hvilket betyder at måleren skal være korrekt monteret, og dette er anvist i den medfølgende manual til flowmåleren. I manualen står endvidere at der både før og efter flowmåleren skal være et lige forløbende rør for at man kan opnå en korrekt måling (denne længde er typisk 5 x rørdiameteren). Før og efter det lige forløbende rørs tykke sættes en bøjning, således at flowmåleren altid er fyldt med vand. Dette er vigtigt, da man herved også kan aflæse når der intet vand løber. Det vil i visse tilfælde være nemmere, mindre arbejdskrævende og meget mere præcist at anvende flowmålere i stedet for at skulle foretage f.eks. vingemålinger og efterfølgende skulle lave Q/Q beregninger.

#### 5.1.1 Overførsel af data til HYMER

Flowmåleren har øjeblikvisning af den aktuelle hastighed (f.eks. liter per sekund, kan indstilles) samt visning af total flow (f.eks. i m<sup>3</sup>). For at få en kontinuerlig måling skal flowmåleren være tilsluttet en datalogger til pulsmåling. Flowmåleren indstilles til at give en puls per et antal liter (f.eks. 100 liter per puls) og dataloggeren indstilles at logge puls per tidsenhed (f.eks. antal pulser per sekund eller antal pulser hvert 10. minut). Data loggeren tappes og den øjeblikkelige flowhastighed aflæses. Flowmålerens totalflow siden sidste tapning aflæses og skrives i logbog, og kommer kun til anvendelse, såfremt der opstår problemer med data. Loggerfilen indlæses i regneark og data omregnes til et format som kan indlæses i HYMER, f.eks. liter per sekund. Den transformerede loggerfil samt øjebliksvandføringen indlæses i HYMER

### 5.2 Vingemåling

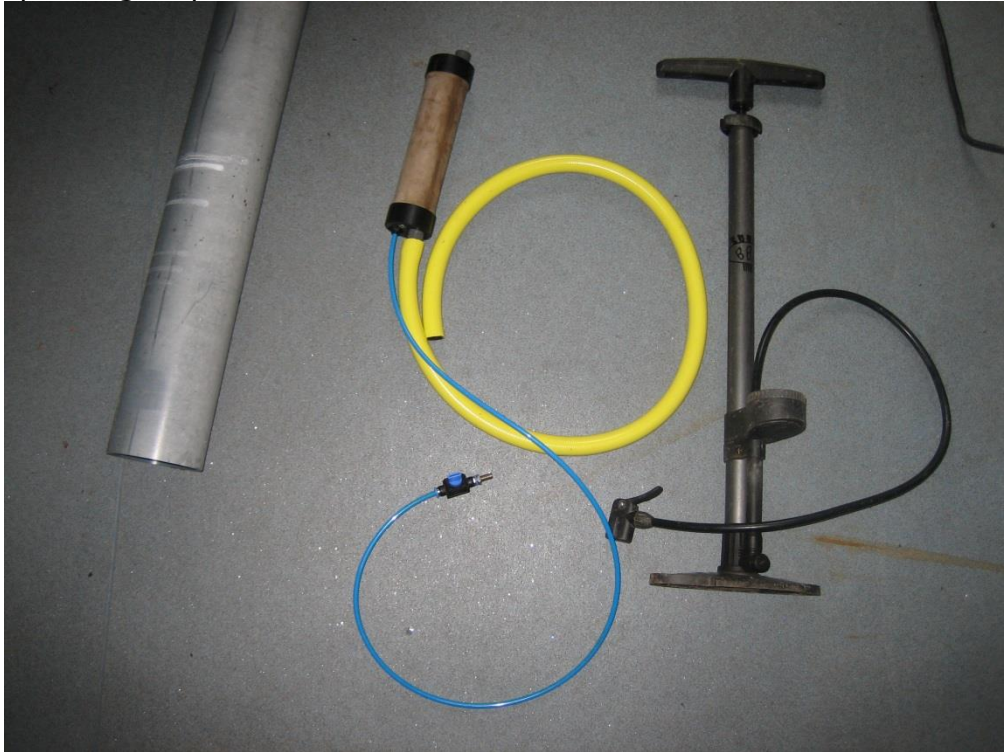
I drænrør større end Ø 100 mm vil man kunne udføre vingemåling uden vanskeligheder, da dimensionerne er konstante og regulære.

### 5.3 V-overfald

Drænbrønde kan i visse tilfælde monteres med et v-overfald, hvorved man kan måle vandføringen i drænet (se Grant, 2012).

### 5.4 Spand + spand med manchetter

Fritløbende dræn, der befinder sig over vandspejlet kan evt. måles med spand og stopur.



*Figur 5.1 Billedet viser en manchetter med gul slange og blå slange. Med pumpen kan manchetteren pustes op via den blå slange, som vist på figur 5.2 nedenfor.*



Figur 5.2 Oppustet manchet.



Figur 5.3 Manchetten er ført ind i et drænrør og kan herefter pustes op som vist på figur 5.4. Den gule slange føres op til vandoverfladen og vandføringen i drænet kan herefter måles.





Figur 5.4 Oppustet manchet i rør.

I dræn der udmunder under vand, kan man måle vandføringen ved at indføre en oppustelig manchet i drænrøret. Manchetten pustes op ligesom man pumper en slange op, og herved blokeres vandføringen i drænet. Manchetten er monteret med en slange, som føres op til vandoverfladen og når røret er fyldt begynder vandet at løbe (med mindre det allerede er fyldt). Med en spand eller et transportabelt måleinstrument måles vandføringen dog tidligst efter minimum 20 minutter for at få en korrekt måling. Manchetterne fås i forskellige størrelser.

## 6. Målinger i piezometerrør – inklusive måling af grundvandstand i jord

For vådområder, hvor vandet siver gennem jorden og ud til vandløbet, vil det være nødvendigt at installere et pejlerør hvorfra der kan tages en vandprøve til analyse for valgte næringsstoffer, for at bestemme udløbskoncentrationen. Det samme rør vil kunne anvendes til måling af grundvandstanden, hvis dette er nødvendigt. Røret er et simpelt plasticrør - lavet i PEH - der er opslidset således, at vandet kan trænge ind i røret. Den opslidsede del af røret kaldes filteret, og røret kaldes pejlerør eller piezometerrør

### 6.1 Installation

Der startes med at vælge rørdiameter for piezometerrøret. Hvis man vælger en indre rørdiameter på 40 mm eller mere, kan man efterfølgende bruge en lille elektrisk pumpe til tømning af piezometerrøret og vandprøvetagning heri. Til at lave hullet hvori piezometerrøret skal nedsættes, bruges almindeligt boreudstyr til jordprøvetagning (f.eks. Eijkelkamp). I vandlidende jord er det relativt uproblematisk at installere et piezometerrør. Man vælger et bor med en diameter, der maksimalt har samme diameter som røret, men gerne 1-2 mm mindre og udborer hullet til den ønskede dybde plus ca. 10 cm ekstra, så der er plads til materiale der måtte følge med røret ned, når dette isættes. For enden af piezometerrøret påmonteres en konisk spids således at røret let kan presses ned i hullet (figur 6.1). Piezometerrøret kan tvinges ned med en persons kropsvægt eller ved at banke det ned med en plastichammer (plastichammer til boreudstyr er fyldt indvendigt med sand). Vælger man at udbore hullet til piezometerrøret med et bor med større diameter end røret selv, skal man fylde rummet omkring filteret med kvartssand og derefter må man forsegle røret ovenover filteret med bentonit. Efter installation tømmes røret nogle gange for vand, indtil vandet får en klar farve. Herefter er det klar til brug.

Ved vandprøvetagning skal piezometerrøret altid tømmes for vand (figur 6.2), således at der kan løbe frisk vand ind i røret. Vandprøver kan tages manuelt med en håndpumpe (f.eks. er en lille olielæsepumpe (figur 6.3) som man bruger på små sejlbåde, yderst effektiv) eller med en lille elektrisk drevet pumpe (der findes flere forskellige mærker, der kan fås hos forhandlere af boreudstyr, piezometerrør m.m.) tilsluttet et lille bærbart 12 V batteri.

Ved vandstandsmåling anvendes vandstandsmåler med millimeterinddeling (figur 6.4), da der generelt kræves en meget præcis måling for vådområder. Man kan også anvende tryktransducer tilkoblet en datalogger med en sikkerhed på  $\pm 1$  mm. Hvis man både anvender piezometerrøret til vandstandsmåling og vandprøvetagning skal vandstanden måles før man tømmer piezometerrøret for "gammelt" vand.



*Figur 6.1 Piezometer-rør/pejlerør*

Billederne viser to piezometer-rør – PEH rør – hvor det ene rør er opslidset i bunden ca. 10 cm (t.v.) mens det andet rør er opslidset hele vejen op. PEH rør er ugiftige og kan tåle slag med en plastichammer. På billedet til højre kan man se at der øverst er påmonteret et låg, som er skruet ned i røret. Låget kan også være en simpel DBI DUT (officielt navn).



*Figur 6.2 Billedet viser en elektrisk pumpe koblet til et lille 12 V batteri. Pumpen kan sænkes ned i et piezometerør med  $\varnothing > 40$  mm og bruges til tømnning og vandprøvetagning.*



*Figur 6.3 Olielæsepumpe til manuel vandprøvetagning i piezometer-rør/pejlerør*



*Figur 6.4 Vandstandsmåler med millimeterinddeling og bipper, der giver lyd når føleren når vandoverfladen*

## 7 Vandprøvetagning

Den vandprøvetagning, der skal foregå i forbindelse med overvågning af vådområder, er ikke forskellig fra den vandprøvetagning der foregår ved vandprøvetagning i vandløb og tilløb og afløb til søer. Man vil derfor kunne anvende TA B01 Vandløbskemi: Prøvetagning, feltmålinger og analyser (Bøgestrand og Johansen, 2013). Parameterlisten er dog noget kortere. Der er endvidere et par meget specifikke forhold for vådområder, der vil blive nævnt nedenfor i afsnit 7.3.

### 7.1 Prøvetagningsfrekvens

Da overvågningen kun foretages et år, hvorefter den standses, bør man være opmærksom på følgende:

- For at kunne etablere månedlige balancer, skal der foretages 14 prøvetagning i løbet af 14 måneder, da dette herved muliggør at der kan interpoleres lineært mellem de målte værdier over et år. Hermed opnås også en årsbalance.
- En statistisk metode til påvisning af en eventuel næringsstofforbageholdelse er behandlet i kapitel 12.6. Det nødvendige antal prøvetagninger, som kræves til en påvisning af en statistisk sikker næringsstofforbageholdelse er omtalt i kapitel 12.1.

### 7.2 parameterliste

I nedennævnte tabel angives de parametre prøverne skal analyseres for. **BEMÆRK** at ved prøvetagning i piezometerrør (kapitel 6.1), skal man huske, at **prøver der skal analyseres for Total kvælstof (TN) og Total fosfor (TP) forinden skal filtreres**, fordi man ikke kan skelne mellem eventuel partikeltransport i jorden og partikler der blot frigives i den omgivende jordmatrix, når vandet siver ind gennem filteret i piezometerrøret.

Variabel	STOQ kode	Fraktion	Enhed	BMK
TN	1211	Total	mg/l	
TN filteret	Skal oprettes	opløst	mg/l	Kun for piezometerrør
Nitrat	1191	opløst	mg/l	
TP	1376	Total	mg/l	
TP filteret	10031	opløst	mg/l	Kun for piezometerrør
Fosfat	1302	opløst	mg/l	Feltfiltrering

### 7.3 Prøvetagning – filtrering

Udtagning af vandprøver i drænrør bør foretages med stor forsigtighed for at undgå ophvirvling af aflejret materiale. Man kan anvende en stor sprøjte påsat en tynd plasticslange (figur 7.1). Dette udstyr kan også med fordel anvendes i små bække og grøfter.

Prøver til fosfat, opløst TP og opløst TN skal filtreres i felten.



*Figur 7.1 Stor plastic sprøjte påmonteret plasticslange kan være god til prøvetagning, hvor der kræves ekstra påpasselighed f.eks. i dræn eller bittesmå vandløb. Når vandprøven er taget, kan man påmontere et engangsfilter og straks filtrere prøven.*

## 8 Beregning af vandføring

### 8.1 Beregning af Q/H

På en QH-station danner registrering af vandstanden og målinger af vandføringen et antal gange årligt grundlaget for beregning af vandføringsserien (hydrografen). Det sker ved at etablere en sammenhæng mellem vandstand og vandføring (QH-kurve). Normalt varierer denne sammenhæng, da der løbende sker ændringer i vandløbets profil og i mængden af grøde i vandløbet. QH-kurvens grundformel er en empirisk bestemt funktion, der er beskrevet ved udtrykket:

$$Q = k * (H - H_0) * n,$$

hvor Q er vandføringen, H er vandstanden,  $H_0$  er vandstand ved  $Q=0$ . k og n er konstanter.

Den QH-kurve, der repræsenterer de optimale, stuvningsfrie forhold i vandløbet, kaldes grundkurven. Den fastlægges normalt på basis af målinger foretaget i vinter- og forårsperioden.

For at tage højde for den varierende sammenhæng mellem Q og H foretages der ved beregning af vandføringen en løbende justering af QH-kurven. Det sker ved interpolation af kurvens grundform på basis af de udførte vandføringsmålinger. Afhængig af hvordan profilvariationer og/eller grødevæksten påvirker sammenhængen, anvendes forskellige interpolationsmetoder. Hvis der er et fast bygværk i vandløbet, anvendes en konstant sammenhæng. Interpolationsmetoderne er brændpunkts- proportional- eller bundforskydningsmetoden, og herunder justeres der på en eller flere af konstanterne under beregningen.

Styreniveauet, svarende til en vandstandskurve for en given konstant vandføring, beskriver de ændringer, der sker i de hydrauliske egenskaber, f.eks. som følge af grødevækst. Styreniveauet er derfor et udtryk for vandføringsvejen, og ved vandføringsberegningen er det ofte nødvendigt at foretage manuelle korrektioner af denne f.eks. i forbindelse med grødeskæringer. Ved dataudfald udfyldes manglende døgnværdier af vandføringen ved hjælp af data fra en nærliggende referencestation og en fastlagt relation. Ved korte dataudfald i perioder uden betydelige variationer, kan huller udfyldes ved interpolation.

Detaljeret beskrivelse af procedure for fastlæggelse af grundkurve, valg af interpolationsmetode, korrektion for grødeskæring mv. kan findes i "Vejledning i bearbejdning af data fra vandføringsstationer" Publikation nr. 7, Fagdatacenter for Hydrometriske Data, Hedeselskabet, (Raaschou, 1991).

### 8.2 QQ-station

En tidsserie med daglig vandføring kan beregnes ved hjælp af en række enkeltmålinger og en relation til en nærliggende referencestation. Normalt an-

vendes almindelig lineær regression. Relationen fastlægges enten ved hjælp af målinger, der relateres til døgnmiddelværdier ved referencestationen eller mellem målinger, der så vidt muligt er foretaget samtidigt ved de 2 stationer. Som udgangspunkt antages, at der skal foreligge mindst 12 målinger som basis for en regressionsberegning, og de skal dække hele året.

Den geografiske afstand mellem målestationerne skal være så lille som muligt, og stationerne skal afstrømningsmæssigt være af samme størrelsesorden. Derudover bør grundvandsforhold og fordeling af jordtype og arealanvendelse ikke være for forskellige.

Hvis målingerne er foretaget på tidspunkter, hvor vandføringen varierer kraftigt, skal man være opmærksom på, at selv en lille tidsforskydning kan medføre en stor forskel i relationen, og disse målinger må evt. udelades af regressionsberegningen.

Relationen mellem stationerne kan variere med vandføringen og dermed evt. også med årstiden. Derfor kan det være nødvendigt at opdele tidsserierne i delperioder med lidt forskellige relationskonstanter.

I visse tilfælde kan det være både mere enkelt og give mere korrekte data at anvende lineær interpolation mellem de enkelte målinger i stedet for at bruge en referencestation. Det vil især være tilfældet, hvis ændringer i vandføringen sker relativt langsomt og den ikke udviser store variationer. Det kan være tilfældet i små kildebække og i vandløb med en stor andel af et meget konstant grundvandsbidrag. I afløb fra søer, hvor variationerne er dæmpet, kan denne metode også være en mulighed.

### 8.3 Beregning af vandføring ved pumpestationer

En vandføringsstation kan etableres i forbindelse med en pumpestation. Det kræver registrering af pumpens eller pumpernes effektforbrug og løftehøjden (forskellen mellem vandspejlet på pumpens ind- og udløbsside). Vandstanden registreres jf. afsnit 3, og pumpedriften registreres elektronisk, f.eks. på pumpens strømforsyning. Som basis skal også anvendes pumpens karakteristik (forhold mellem ydelse og løftehøjde).

Pumpers karakteristik kan efter nogle års drift være betydelig forandret, hvilket vil medføre øget usikkerhed på beregningen. Den oprindelige karakteristik bør i sådanne tilfælde ikke anvendes, men kalibreres på ny ved hjælp af vandføringsmålinger udført ved forskellige løftehøjder.

Til vandføringsberegningen er det således nødvendigt at registrere følgende:

- Vandstand på pumpens indløbsside
- Vandstand på pumpens udløbsside
- Pumpens karakteristik (evt. ved nye kalibreringsmålinger)
- Pumpedriften (hvornår kører pumpen)

På basis af registreringerne beregnes vandføringen ved indsættelse af løftehøjden i formelen for pumpekarakteristikken for de tidsrum pumpen har været i drift. (Raaschou, 1991).



## 9 Stoftransport

Beregning af stoftransport i vandløb og dræn ved stikprøvetagning foretages i Overfladevandsdatabasen (ODA). Stoftransportværktøjet i ODA beregner transporter ved anvendelse af C-interpolationsmetoden og døgnvandføringer. I denne metode interpoleres der mellem årets koncentrationsmålinger af et givet stof, f.eks. total N, for at generere døgnkoncentrationer. Ved årets start eller slut interpoleres der desuden til den nærmeste koncentrationsmåling i det tilstødende år, dog højst 4 uger inde i det år. Hvis der ikke findes koncentrationsmålinger i det tilstødende år, ekstrapolerer ODA fra årets første/sidste koncentration hen til årsskiftet. Der må højst være 6 uger mellem to koncentrationsmålinger, medmindre vandløbet eller drænet i den pågældende periode har været tørlagt, det vil sige at vandføringen er nul. Endvidere må der højst ekstrapoleres 4 uger ved årets start og slut. ODA beregner en daglig stoftransport på grundlag af døgnværdier for vandføring og interpoleret døgnkoncentration, og de daglige stoftransporter summeres til en årlig stoftransport. Mere information findes i TA DB01 Stoftransport (Bøgestrand og Erfurt, 2014).

**Bemærk.** Af hensyn til ovenstående er det er yderst vigtigt at der foretages 14 vandprøvetagninger i løbet af 14 måneder ellers kan C-interpolationsmetoden ikke anvendes.

## 10 In situ målinger af sediment og fosfor deponering

### 10.1. Fremstilling af sedimentations fælder

Til måling af sediment og fosfor deponering anvendes udlagte måtter af kunststof.

Materialet til fremstilling af sedimentationsmåtter er astroturf (kunstgræs) som kan købes i de fleste byggemarkeder. Måtterne klippes i størrelser på 15 cm x 15 cm til brug for opsætning på engen. Inden opsætning mærkes hver enkelt måtte med et nummer ved isætning af et mærke med påført ID (se figur 10.1).

Efter isætning af ID-mærke tørres måtten ved 60°C i en time og vejes derefter på en vægt med en nøjagtighed til nærmeste gram med en decimal. Vægten indtastes sammen med ID-nummeret i f.eks. et regneark.

Herefter er måtten klar til opsætning i felten.

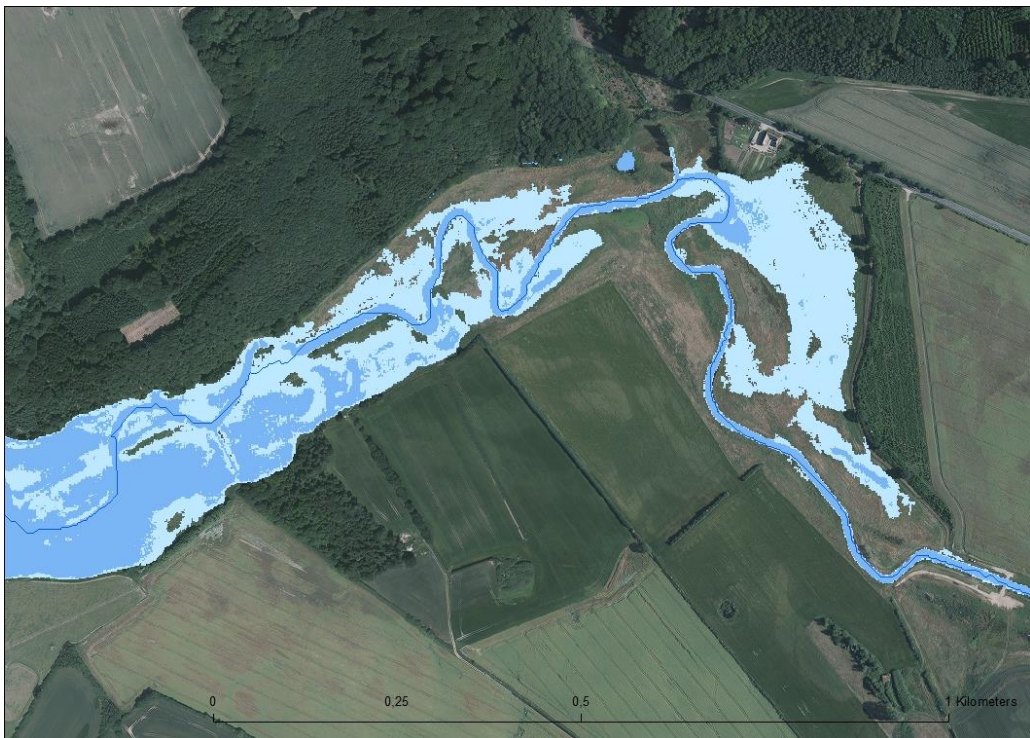
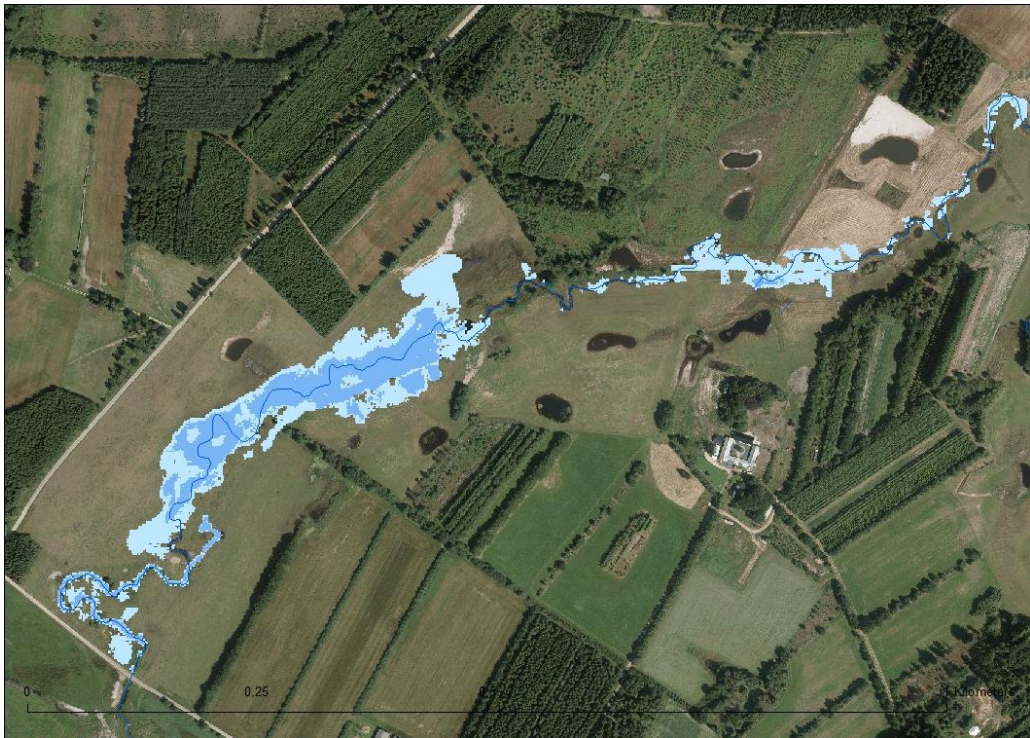


Figur 10.1: Foto af måtte i laboratoriet med påsat ID-mærke med nummer og de 13 cm lange søm som anvendes til forankringen af måtten på engen.

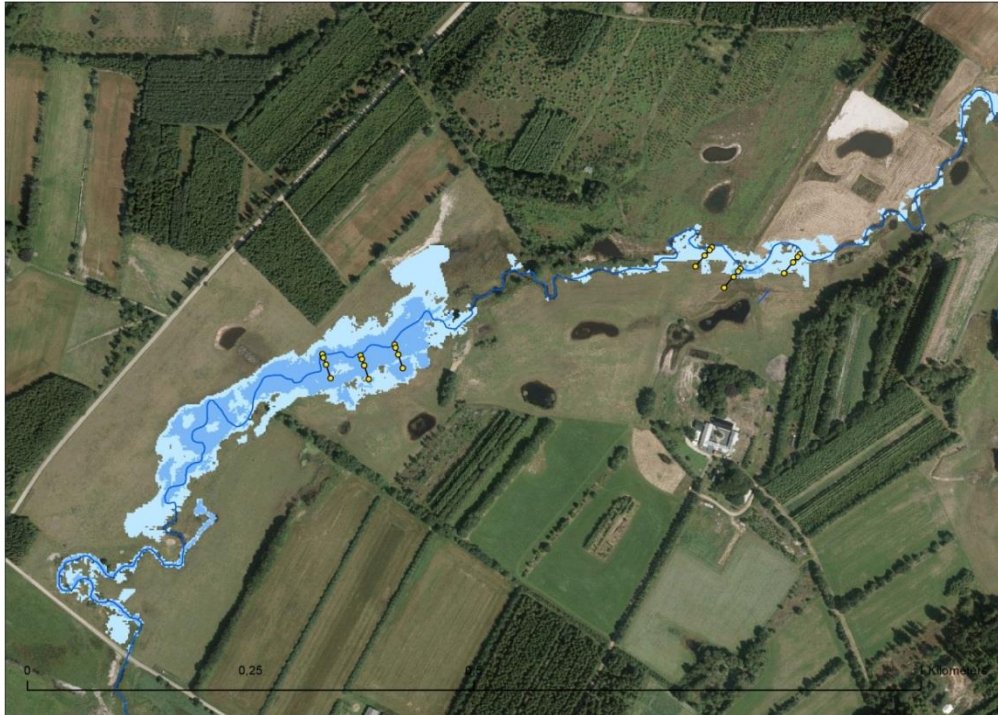
## 10.2 Procedure for udvælgelse af traceer til opsætning af fæl- der

Inden opsætning af måtter i felten skal der hjemmefra besluttes hvor traceerne til opsætningen skal etableres. Dette foretages ved en indledende analyse i GIS af de forventede oversvømmede arealer langs projektområdet ved anvendelse af den nye højdemodel i opløsning 1,6 m x 1,6 m (GST kortforsyningen). Vandstanden hæves arbitrært til et givet højdeniveau på engen (f.eks. 0,5 m) og områder med størst vandstandsdybde på engen indkredses indenfor projektområdet (se figur 10.2 med to eksempler).

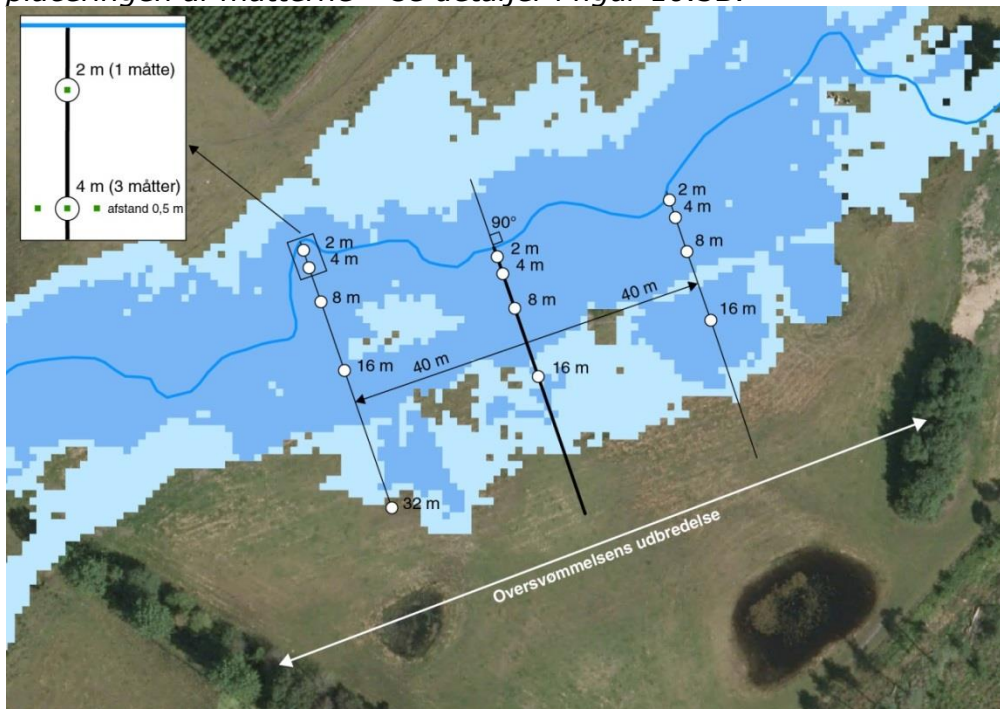
Herefter udvælges 2 områder langs vandløbet som har størst udbredelse af oversvømmelse. I hvert af de to områder skal der etableres 3 transekter med måtter, hvor afstanden mellem transekterne er ækvidistant (f.eks. 10 m, 25 m, 50 m osv.) og bestemt ud fra det oversvømmede områdes bredde, som det fremkommer fra de indledende GIS analyser. De tre transekter skal så vidt muligt afdække variationen i sedimentationen i det forventede oversvømmede område. De tre transekter opsættes med midter transektet vinkelret på vandløbet med den første måtte i afstanden 2 m fra kronekanten. De to transekter på hver side opsættes derefter i de fastlagte afstande så de løber parallelt med midter transektet og begge starter ved kronekanten og med igen den første måtte opsat 2 m fra kanten (figur 10.3 A & B). I vandløb med stor sinuositet kan det være nødvendigt at opsætte hver enkelt transekt vinkelret på åkanten (kronekant). I de tilfælde vil transekterne ikke ligge med en ækvidistant afstand (se figur 10.4).



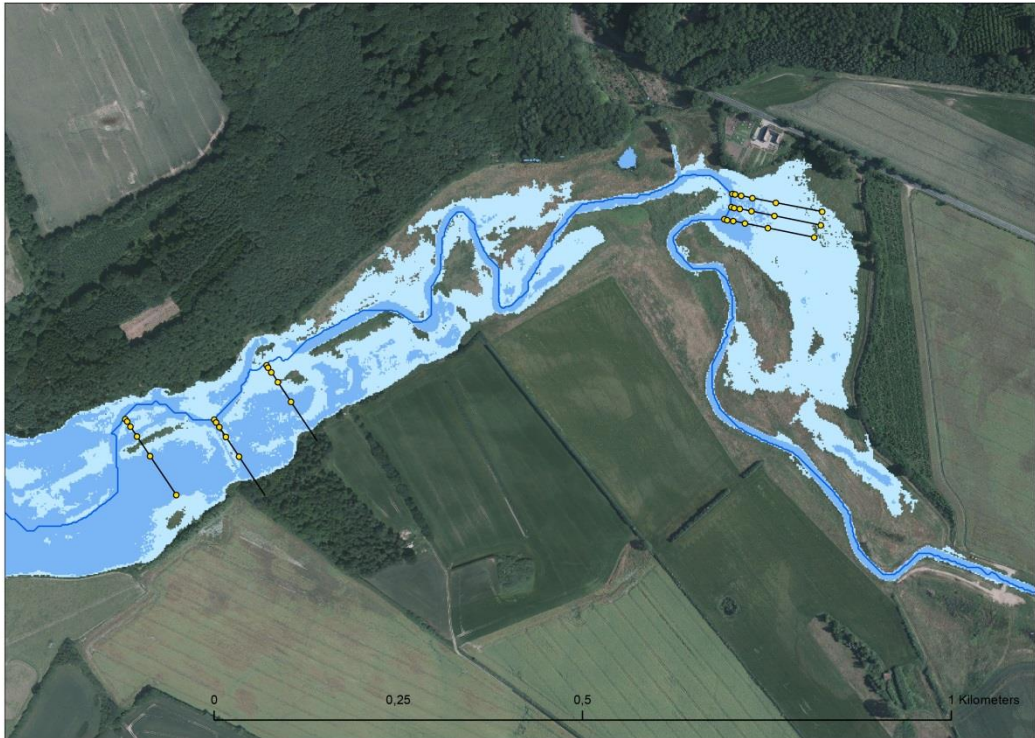
Figur 10.2: To eksempler på GIS beregnet oversvømmelse langs et mindre vandløb (Oddebæk, øverst) og et større vandløb (Odense Å, nederst).



10.3 A Eksempel på udvælgelse og opsætning af transekter og måtter i et projektområde langs Odderbæk. Transekterne er udlagt med en ækvidistant afstand på 40 m og er vist i figuren som grønne linier med punkter på som er placeringen af måtterne – se detaljer i figur 10.3B.



10.3 B Opskalering af udsnit af figur 10.3 A der viser opsætningen af transekter og måtter i projektområdet langs Odderbæk. Transekterne er udlagt med en ækvidistant afstand på 40 m, mens afstanden mellem måtterne hele tiden fordobles fra brinken mod ådalsskrænten 2 – 4 – 8 – 16- 32 m.



Figur 10.4: Eksempel på udvælgelse og opsætning af transekter og måtter i et projektområde langs Odense Å. Transekterne er udlagt med en indbyrdes afstand på hhv. 20 og 40 m. Transekterne er vist som grønne linjer i figuren.

### 10.3. Opsætning og hjemtagning af fælder

Græsmåtterne opsættes i de enkelte transekter med forskellig afstand fra åkanten (kronekant) inden den våde periode med oversvømmelser starter – typisk i starten af oktober. Opsætningen af måtterne sker ved at der startes med første måtte i 2 m fra kanten og derefter med fordobling af afstand indtil ådalskanten nås dvs. i 4 m, 8 m, 16 m, 32 m, 64 m, osv. (se figur 10.3 A, B og 10.4). Grunden til at måtterne opsættes med en øget afstand mellem dem væk fra åkanten er at der normalt sker et stort fald i aflejringen af sediment med afstanden fra åen (Kronvang et al., 2009). I afstanden 4, 16 og 32 m i henholdsvis transekt 1, 2 og 3 (set nedstrøms) opsættes der 3 måtter med en individuel afstand på  $\frac{1}{2}$  m – så der sidder 3 måtter på linje (se figur 10.3 A & B). Resultatet fra målingerne af sediment aflejringen i disse afstande vil kunne anvendes som et mål for usikkerheden på sediment aflejringen i de endelige beregninger.

Inden opsætning isættes der 13 cm lange varmforsinkede søm i hvert hjørne af græsmåtten (figur 10.5). Før opsætning klippes evt. vegetation så langt ned mod jorden som muligt og herefter opsættes græsmåtten, ved at sømene trykkes ned i jorden således at måtten er i niveau med jordoverfladen i de umiddelbare omgivelser.



*Figur 10.5: Foto af måtte med søm isat i hjørnerne før opsætning i felten. Den lille træplade anvendes når sømmene skal udtages ved hjemtagning af måtte samt deponeret materiale.*

Efter opsætning af måtterne tages der en GPS koordinat for hver enkelt måttes placering på engen gerne også med koten for måttens placering (differential GPS skal så anvendes).

#### **10.4. Behandling af fælder og materiale i laboratoriet**

Måtterne afhentes når oversvømmelserne er væk efter vinteren og inden vegetationen og eventuel græsning starter. Det sker typisk i marts eller starten af april måned. Hver måtte frigøres forsigtigt fra jorden med det aflejrede materiale på måtten. Eventuelle større planterester som blade og græs fjernes forsigtigt fra måtten, uden at der mistes andet materiale. Herefter fjernes sømmene i kanterne på måtten uden at der mistes materiale. Til dette anvendes der en træklods som støtte. Derefter overføres måtten med materiale til en i forvejen vejet plastikpose. Herefter lægges måtten i en spand eller lignende hvor, de alle samlet kan bringes hjem fra felten til laboratoriet.



*Figur 10.6: Foto af måtte der lige er frigjort fra engoverfladen.*

Måtte og plasticpose åbnes ved hjemkomst til laboratoriet og sættes til tørring ved 60°C til konstant vægt. Hvis der er behov for opbevaring skal dette ske mørkt og ved 4°C.

Efter tørring vejes pose og måtte og vægten indtastes i det forberedte regneark. Differensen mellem vægt efter hjemkomst minus plastikposens vægt og vægten af måtten før opsætning er herefter tørvægten af det aflejrede materiale. Den resulterende aflejring udregnes slutteligt i regnearket.

### **10.5. Sedimentanalyser.**

Inden analyse af det tørrede materiale skal der udtages en delprøve, der nedknuzes med en morter til fint pulver. Inden pulverisering fjernes synlige større planterester fra delprøve.

Indholdet af total fosfor i det aflejrede materiale analyseres i laboratoriet ved anvendelse af metoden beskrevet i Svendsen et al. (1993) med ekstraktion efter glødning med anvendelse af 1 M HCl og kogning i 20 minutter.



## **11 Måling og beregning af oversvømmelsesfrekvens**

Der skal oprettes en vandstandsmålestation med kontinuerlig registrering i den opstrøms del af projektområdet i vandløbet (se kapitel 3.2). Desuden skal der ved større projektområder, som indebærer genslyngning over mere end 2 km af vandløbet også oprettes en vandstandsmålestation i vandløbet i den nedstrøms del af projektområder. De observerede vandstande skal kote fastsættes ift. DVR90.

De observerede vandstande vil blive anvendt til beregning af frekvens (daglig) og udbredelse af oversvømmelser i projektområdet som beskrevet i bilag 12.5.

## 12. Bilag

### 12.1 Prøvetagningsdesign for synkronmålinger

Prøvetagningsdesign for synkronmålinger.

Følgende notation anvendes i beskrivelsen. Lad  $x_{i11}$  betegne døgnstoftransporten målt før vådområdet og før retableringen og  $x_{i12}$  betegne døgnstoftransporten målt efter vådområdet og ligeledes før retablering (kontrolstationen). På tilsvarende måde betegner  $x_{i21}$  og  $x_{i22}$  døgnstoftransporter målt efter retablering. Indeks  $i$  angiver nummereringen af den enkelte måling i undersøgelsesperioden. En undersøgelsesperiode kan vare op til flere år. Perioden skal som nævnt minimum dække de klimatiske betingede udsving i døgntransporterne.

Nu beregner man følgende differencer

$$d_{i1} = x_{i12} - x_{i11},$$

$$d_{i2} = x_{i22} - x_{i21}.$$

For at beregne det nødvendige antal målinger før og efter retablering gøres følgende antagelser. Det antages, at  $\{d_{i1}\}$  er uafhængige og identisk normalfordelte med middelværdi  $\mu_1$  og varians  $\sigma^2$ . Tilsvarende antages, at  $\{d_{i2}\}$  er uafhængige og identisk normalfordelte med middelværdi  $\mu_2$  og varians  $\sigma^2$ . Nu kan antallet af målinger  $n$ , der skal tages både før og efter retablering beregnes ud fra følgende formel

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

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

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

hvilket kommer af at sætte signifikansniveauet  $\alpha$  lig 0,05, som er standard ved de fleste statistiske analyser. Samtidigt har vi sat styrken  $1 - \beta$  lig 0,80

som ligeledes er en standardværdi (se Snedecor og Cochran, 1989). Parametere  $\alpha$  angiver sandsynligheden for at forkaste nulhypotesen, hvis den i virkeligheden er sand og  $1 - \beta$  er sandsynligheden for at forkaste nulhypotesen, hvis den er falsk. Nulhypotesen er i denne beskrivelse

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

og den alternative er

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

Det vil sige, at der testes om  $\{d_{i1}\}$  og  $\{d_{i2}\}$  har samme middelværdi mod den alternative hypotese om, at  $\{d_{i2}\}$  har en mindre middelværdi end  $\{d_{i1}\}$ , svarende til en større tilbageholdelse efter retablering af vådområdet. I tabel 12.1 har vi angivet antallet af nødvendige målinger ved forskellige værdier af ændringer i differencen mellem ned- og opstrøms transporter og for forskellige niveauer af variansen.

De estimerede procentvise ændringer i døgnstoftransportdifferencen som er listede i tabel 12.1 angiver forventelige værdier. Erfaringstal fra synkronmålinger i forbindelse med Brede Å restaureringen, synkronmålinger i Gjern Å systemet samt synkronmålinger i Oddebæk viser, at variansen angivet som % af den kvadrerede difference i døgnstoftransport typisk er af en størrelse, som er angivet i tabel 12.1.

*Tabel 12.1 Antallet af målinger af døgnstoftransporter.*

Estimeret ændring i stoftransportdifferen- ce målt i procent af difference i døgnstoftransport før retablering $100 \cdot \left( \frac{\mu_1 - \mu_2}{\mu_1} \right)$	Variansen i differen- sen angivet som % af kvadreret difference i døgnstoftransport før retablering $100 \cdot \frac{\sigma^2}{\mu_1^2}$	Antal målinger $n$ , efter afrunding og addition af 1
25	25	51
25	50	101
25	100	200
25	200	398
50	25	14
50	50	26
50	100	51
50	200	101
80	25	6
80	50	11
80	100	21
80	200	40
100	25	5
100	50	8
100	100	14
100	200	26

## 12.2 Stofbalance søer

Denne tekniske anvisning har alene fokus på beregning af tilbageholdelsen af næringsstoffer for vådområder, hvorunder den lavvandede sø også hører. Der foretages således ikke målinger af stofkoncentrationer og vandstandsændringer i den givne sø. Der tages derfor ikke højde for ændringer af vand og stof i selve søpuljen.

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

Ønskes en præcis opgørelse af stoftabet i en sø, er det nødvendigt at måle på hovedparten af den tilførte og fraførte vand- og stofmængde, dvs. alle større tilløb til søen, eventuelle dræn og renseanlæg samt i afløbet. Meget små tilløb og dræn kan evt. udelukkes såfremt der er store, betydende tilløb til søen.

Herudover skal man kende de enkelte afstrømningsoplandes areal, der tilsammen udgør totaloplandets størrelse. I fald der er afstrømningsområder uden aktuelle målinger, er det en fordel at kende arealanvendelse og jordtype i oplandet. Dette anvendes for at opnå den bedste estimering af diffus af-

stømning fra områder uden aktuelle målinger ("umålt" opland). Forekommer der umålt opland skal oplysninger om eventuelle punktkilder i hvert afstrømningsområde (vand- og stofudledningen herfra) indsamles (månedlige, alternativt årlige værdier der divideres med 12). Disse oplysninger anvendes i beregningen til estimering af stofbelastning fra det "umålte" opland. Dette estimeres ud fra belastningen i det "målte" opland men eksklusive eventuelle punktkilder heri.

Vandføringen måles med kontinuert vandstandsmåling kombineret med punktmålinger af vandføring samtidigt med de vandkemiske målinger (TN, nitrat, TP, fosfat). Stofkoncentrationerne skal som minimum måles 14 gange i løbet af 14 måneder for at der kan opstilles en årlig stofbalance, og prøverne i en prøvetagningsrunde indsamles samme dag i alle tilløb og afløb. Prøvetagningsfrekvensen kan med fordel øges til prøvetagning af 14 dages intervaller efterår/vinter for bedre sæsonbeskrivelse. Vand- og stoftransport opgjort ud fra målinger kaldes "målt". Vand- og stoftransporten fra resten af oplandet kaldes "umålt", men bør ikke eller kun yderst sjældent forekomme i forbindelse med denne etårige overvågning. En eventuel umålt vandtransport estimeres ud fra vandtransporten fra det målte opland (enten samlet "målt" opland eller fra det delopland, der arealanvendelsesmæssigt og jordtypemæssigt mest ligner det "umålte" opland). En eventuel umålt stoftransport estimeres ved at gange den estimerede vandtransport fra det umålte opland med den vandføringsvægtede stofkoncentration fra det målte opland. Herved antages at det målte opland er repræsentativt for det umålte opland (eventuelle drænoplande, der er ikke er repræsentativt for det umålte opland udelades i beregningen af den vandføringsvægtede stofkoncentration).

### 12.2.2 Opstilling af vand- og stofbalancer for søer

Metoderne tager udgangspunkt i, at der er målt vand- og stoftransport i såvel alle tilløb som afløb samt at der er beregnet et estimat vand- og stoftransport for et eventuelt umålt opland, baseret på information fra det målte opland. Balancen opstilles herefter ved en månedlig afstemning af vandbalancen på baggrund af målinger og estimater for vand- og stoftransporter, oplysninger om oplandsstørrelser, nedbør og fordampning samt eventuelle direkte tillidninger til søerne (terminologi og beregninger er summeret i box 1 og 2).

Vandbalancen kan således opgøres månedsvis som:

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

$Q_{\text{målt}}$  er summen af vandtransporten i målte tilløb og dræn (målt opland),  $Q_{\text{umålt}}$  er estimeret vandtransport fra tilløb fra det umålte opland, beregnet ved simpel oplands-areal-korrektion til det målte tilløb,  $Q_{\text{nedbør}}$  er den målte nedbør (på søoverfladen) gange en månedlig korrektionsfaktor opgjort på 10x10 km grid (Vejen et. al. 2014) og  $Q_{\text{fordampning}}$  er den potentielle fordampning (Makkink metoden) fra søoverfladen. DMI's målinger for nedbør og potentiel fordampning for den pågældende kvadrant anvendes som input data.  $Q_{\text{afløb}}$  er det målte vand i afløb. Henholdsvis  $Q_{\text{indsivning}}$  eller  $Q_{\text{udsivning}}$  er derefter

beregnet ved afstemning af ovenstående ligning (1), og der er således tale om et nettoresultat. Det antages at dette restled repræsenterer enten netto indsvining (negativt restled:  $Q_{\text{indsvining}}$ , hvor  $Q_{\text{udsvining}}$  så antages at være nul) eller netto udsivning (positivt restled:  $Q_{\text{udsvining}}$ , hvor  $Q_{\text{indsvining}}$  antages at være nul) i den givne måned. Årsbalancer beregnes herefter ved summering af de enkelte måneders resultater.

Ved at beregne grundvandsudvekslingen ( $Q_{\text{indsvining}}$  og  $Q_{\text{udsvining}}$ ) som en differens mellem de målte og estimerede størrelser akkumuleres eventuelle usikkerheder eller fejl i dette ligningsled, hvorfor denne størrelse kan være fastlagt med relativ stor usikkerhed.

Såfremt geologien, vandstandsende lerlag i undergrunden eller andet taler for, at der ikke vil være en væsentlig grundvandsudveksling med søen, kan såvel en reel udsivning som indsvining antages at være nul. Restleddet (usikkerheden ved beregningen) bibeholdes dog ved beregning af retention. Hvis summen af restleddet ( $Q_{\text{indsvining}}$  eller  $Q_{\text{udsvining}}$ ) på årsbasis udgør mere end 10 % af summen af  $Q_{\text{afløb}}$  kan søen dog antages at være henholdsvis en indsviningssø eller udsivningssø (månedsværdier summeret over hele måleperioden, men dette kræver dog minimum tre års data). Ved begrebet indsviningssø antages det overskydende vand i vandbalancen at stamme fra underjordiske kilder eller grundvandsindsvining. Jo flere års data, jo større sikkerhed for denne kategorisering (Bjerring m.fl. 2014). Da denne overvågning specifikt er målrettet dokumentation af den givne sø's evne til at tilbageholde næringsstoffer, bør man undgå søer med betydelig ind- eller udsivning, hvis dette er muligt.

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

$$\text{Til}_S - S_{\text{søretention}} = \text{Afl}_S \quad (2)$$

hvor

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

og

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

$\text{Til}_S$  er den samlede stoftilførsel til søen, som består af: stoftilførsel fra det målte opland (via tilløb og dræn) ( $\text{Til}_{S_{\text{målt}}}$ ), estimeret stoftilførsel fra umålt opland ( $\text{Til}_{S_{\text{umålt}}}$ ), eventuelle direkte spildevandstilførsler/reanseanlægsgudledninger af stoffet til søen ( $\text{Til}_{S_{\text{direkte}}}$ ), atmosfærisk deposition på søoverfladen ( $\text{Atm}_S$ ) og beregnet stofudsivning ( $\text{Udsiv}_S$ ). Samlet stoffraførsel ( $\text{Afl}_S$ ) er summen af målt fraførsel i afløbet ( $\text{Afl}_{S_{\text{målt}}}$ ) og beregnet stofudsivning ( $\text{Udsiv}_S$ ). Retentionen af stof i søen ( $S_{\text{søretention}}$ ) er dermed eneste ubekendte led og kan beregnes ud fra (2).

Stofbalancerne er således opgjort ved at tildele de enkelte komponenter i vandbalancen enten målte eller estimerede stofkoncentrationer, samt ved at addere bidrag fra direkte punktkilder. De målte stoftransporter er opgjort jf. afsnit 9. I tilfælde af umålt opland er stoftransporten herfra estimeret som det arealkorrigerede estimerede vandtransport gange den vandføringsvægtede koncentration fra det totale målte opland. I tilfælde, hvor man har viden om at det umålte opland bedst repræsenterer et af de målte deloplande, kan den vandføringsvægtede koncentration af stoffet herfra anvendes.  $Q_{\text{indsivning}}$  tildeles som udgangspunkt (dvs. i de tilfælde hvor søen ikke er kategoriseret som en indsvinnings sø, og restleddet sandsynligvis repræsenterer usikkerheder i vandbalancen) den vandføringsvægtede koncentration, baseret på de målte tilløb,  $Q_{\text{udsivning}}$  er som udgangspunkt tildelt afløbets vandføringsvægtede koncentration. For søer kategoriseret som indsvinnings søer, og deraf følgende antagelse af at indsvinningsvandet er grundvandsrelateret, anvendes målte koncentrationer for nærliggende kildevæld. Hvis sådanne målinger ikke findes kan minimumskoncentrationen (vandføringsvægtet) for den samlede tilløbskoncentration (beregnet ved først at fratække evt. punktkildebelastninger fra tilløbene) observeret i månederne juni, juli, august, anvendes som estimeret indsvinningskoncentration for TN (total kvælstof). Idet punktkildebelastningen specielt på månedsbasis kan udgøre en stor andel af belastningen (idet det typisk er årlige værdier, der divideres med 12) sættes en minimumskoncentration på 0,5 mg N/l for estimeret indsvinningskoncentration, hvis den beregnede koncentration bliver lavere end denne værdi. Tilsvarende sættes en maksimumskoncentration til 5 mg N/l, hvis den beregnede koncentration overstiger 5 mg N/l. For TP (total fosfor) anvendes mediankoncentrationen af den samlede tilløbskoncentration (for alle tilløb fratrukket evt. punktkildebelastning) for alle måledatoer. På tilsvarende som for TN sættes en minimumskoncentration til 0,03 mg P/l og maksimumskoncentrationen til 0,3 mg P/l. For nedbøren,  $Atm\_S$ , anvendes standardværdierne: 14 kg N  $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$  og 0,04 kg P  $ha^{-1} \text{ år}^{-1}$  (Ellermann et. al. 2013)

### 12.2.3 Stoff tilbageholdelse

Beregningen af den absolutte stoff tilbageholdelse foretages som differencen mellem total tilførsel og det fraførte i afløbet:

$$S_{\text{retention}} = S_{\text{til}} - S_{\text{fra}}$$

Hvor  $S_{\text{til}}$  er den totale (målt, umålt, direkte tilledninger) stoff tilførsel til søen (tons  $\text{år}^{-1}$ ) og  $S_{\text{fra}}$  er stoffraførslen (tons  $\text{år}^{-1}$ ) fra søen.

Den relative tilbageholdelse (retentionsprocent) kan beregnes som procent af den samlede tilførsel:

$$S_{\text{retention}}(\%) = 100 * S_{\text{retention}} / S_{\text{til}}, \text{ tilbageholdelse i procent af stoff tilførsel } (\%)$$

Se også (Box 2).

### 12.2.4 Prøvetagningsmetoder og analyser

Prøvetagning og analyseprogram til udførelse af de nødvendige undersøgelser for opstilling af stofbalancer for søer er beskrevet i en række tekniske anvisninger (TA) udfærdiget af DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) og findes på <http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesserede/fagdatacentre/fdcfersk/>. Disse anvisninger opdateres løbende. Se under også under referencer.

#### Box 1. Opstilling og beregning af vand- og stofbalancer.

Vandbalance:

Vandbalancen for søen kan opgøres enten månedsvis eller på årsbasis som (Q: vandtransport):

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

hvor  $Q_{\text{målt}}$  er summen af vand fra målte tilløb (målt opland) til søen,  $Q_{\text{umålt}}$  er estimeret vandmængde til søen fra umålt opland,  $Q_{\text{nedbør}}$  er nedbør på søoverfladen,  $Q_{\text{fordampning}}$  er den potentielle fordampning fra søoverfladen,  $Q_{\text{afløb}}$  er vandmængden i det målte afløb.  $\Delta_{\text{volumen}}$  er en eventuel ændring i søens vandvolumen ( $\Delta_{\text{volumen}}$  er sat til nul i beregningerne i denne tekniske anvisning). Udvekslingen med grundvandet, henholdsvis  $Q_{\text{indsivning}}$  eller  $Q_{\text{udsivning}}$  er derefter beregnet ved afstemning af ligningen, og der er således tale om et nettoresultat. Enten  $Q_{\text{indsivning}}$  eller  $Q_{\text{udsivning}}$  må nødvendigvis være 0 i den givne måned eller år.

Efter opstilling af vandbalancen kan en stofbalance (for stof S) beregnes efter samme princip på måneds- eller årsbasis. Bemærk at i nærværende tekniske anvisning tages der ikke højde for eventuelle ændringer i af stof i søpuljen.

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

hvor

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

og

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

$\Delta_{\text{magasin}}(S)$  er en eventuel ændring af puljen af S i søen gennem perioden.  $S_{\text{til}}$  er den samlede stoftilførsel til søen, dvs. summen af bidraget fra målte tilløb ( $S_{\text{til, målt}}$ , stoftransport fra målt opland) og estimeret bidrag fra umålte tilløb  $S_{\text{til, umålt}}$  (stoftransport fra umålt opland) samt eventuelle direkte stofudledninger til søen ( $S_{\text{til, direkte punktkilder}}$ ) og stoftilførslen via atmosfæren ( $S_{\text{nedbør}}$ ) og evt. indsvining af stof fra grundvandet ( $S_{\text{indsivning}}$ ).

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

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



### Box 2. Definition af begreber i forbindelse med vand- og stoftilførsler og stoftilbageholdelse

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

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

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

*Stoftilførsel:* Ud fra den totale stoftilførsel til søen ( $S_{\text{til}}$ ,  $\text{tons år}^{-1}$ ) samt de ovennævnte variable:

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

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

*Stoftilbageholdelse:* Ud fra den totale stoftilførsel til søen ( $S_{\text{til}}$ ,  $\text{tons år}^{-1}$ ) og stoffraførslen ( $S_{\text{fra}}$ ,  $\text{tons år}^{-1}$ ) samt en evt. ændring i stofpuljen i søvandet med fortegn ( $\Delta S$ ,  $\text{tons}$ ) og puljen i søvandet ved årets begyndelse ( $S_{\text{sø}}$ ) kan stoftilbageholdelsen beregnes som nedenstående. *Bemærk i nærværende tekniske anvisning tages der ikke højde for ændringer af stof i søpuljen.*

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

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

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

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

### 12.3 Stofbalance vådområder

Udgangspunktet for opstilling af en stofbalance for et givet vådområde baserer sig på de foretagne vandføringsmålinger i dræn, grøfter og vandløb samt de tilhørende vandprøvetagninger til analyse for kvælstof og fosfor (14 prøver på 14 måneder). Der interpoleres som nævnt i kapitel 9 vha. C-interpolationsmetoden og vandtransporterne via dræn, grøfter eller vandløb er enten beregnet på basis af  $Q/H$  eller  $Q/Q$  beregninger som omtalt i kapitel 8. Vandføringsmålingerne omregnes til daglige vandtransporter via HYMER. For at få et bedre grundlag for at vurdere stofbalancen for et givet vådområde korrigeres den opstillede vandbalance for nedbør og fordampning. Her anvendes DMI's målinger for nedbør og potentiel fordampning for den pågældende kvadrant, hvor der anvendes den dynamisk korrigerede nedbør til jordoverfladen (DMI No. 14-13 Flemming Vejen, Kenan Vilic, Hanne Jensen & Claus Kern-Hansen Korrigeret Nedbør 1989-2010, 2011-2012 & 2013 - konsulentopgave udført for DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet).

Vandbalancen ser herefter således ud:

$Q_{\text{indløb}(i)} + (\text{Nedbør} - \text{Fordampning}) + \text{restled} = Q_{\text{udløb}}$ ,  
for  $i=(1, 2, 3, \dots, n)$ , hvor  $i$  er indløbsnummer.

Årsagen til en eventuel forskel mellem indløbs- og udløbsmængde må vurderes ud fra det enkelte områdes karakteristika kombineret med f.eks. målinger af stofkoncentrationer i dræn uden ledsagende vandføringsmåling. Hvis dette ikke vurderes at være dækkende kan reduktionskortet (Blicher-Mathiesen et al., 2007) inddrages og eventuelt også nøgletalsopslag med information om udvaskningstab fra det pågældende opland.

Stoftransporterne beregnes i ODA og opgøres månedligt og årligt. Såfremt vandbalanceberegningerne som nævnt ovenfor er tilfredsstillende kan vådområdets tilbageholdelse af kvælstof og fosfor beregnes ved simpel subtraktion mellem indløb og udløb.

## 12.4 Beregninger af P sedimentation

Der er opsat et antal sedimentationsmåtter i 3 transekter i felten i hvert af to udvalgte delområder som forventes oversvømmet. Et estimat for den gennemsnitlige sedimentation i kilogram tørstof og gram fosfor pr.  $\text{m}^2$  oversvømmet eng i hvert af de målte områder kan så beregnes ved anvendelse af følgende procedure. Sedimentationen skal forinden i regnearket omregnes til en sedimentation pr.  $\text{m}^2$  ved at multiplicere de målte mængder på hver måtte med en faktor 44,44.

Lad os først benævne sedimentationen på en opsat måtte med  $s_{ij}$ , hvor  $j = 1, \dots, n_i$  står for måtter i transekt  $i$  og  $i = 1, 2, 3$  er de 3 transekter. Lad endvidere  $L_i$  være længden af transekt  $i$ , dvs. målt ud til den fjerneste måtte.

Først beregnes:

$$L = \sum_{i=1}^3 L_i.$$

$L$  er den samlede længde af de 3 transekter. Beregn dernæst følgende vægte

$$v_{ij} = \frac{k_{ij}}{L},$$

hvor  $k_{ij}$  betegner afstanden målt fra midtpunktet mellem måtte  $i, j-1$  og  $i, j$  til midtpunktet mellem måtte  $i, j$  og  $i, j+1$ . For måtten tættest på vandløbet ( $j=1$ ) måles fra kronekanten og for den sidste måtte i transektet ( $j=n_i$ ) måles der kun til selve måtten. Bemærk, at  $\sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^{n_i} v_{ij} = 1$ .

Nu kan et estimat for den gennemsnitlige sedimentation beregnes som det vægtede gennemsnit:

$$\bar{s} = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^{n_i} \frac{s_{ij}}{v_{ij}}.$$

## 12.5 Beregning af oversvømmelse

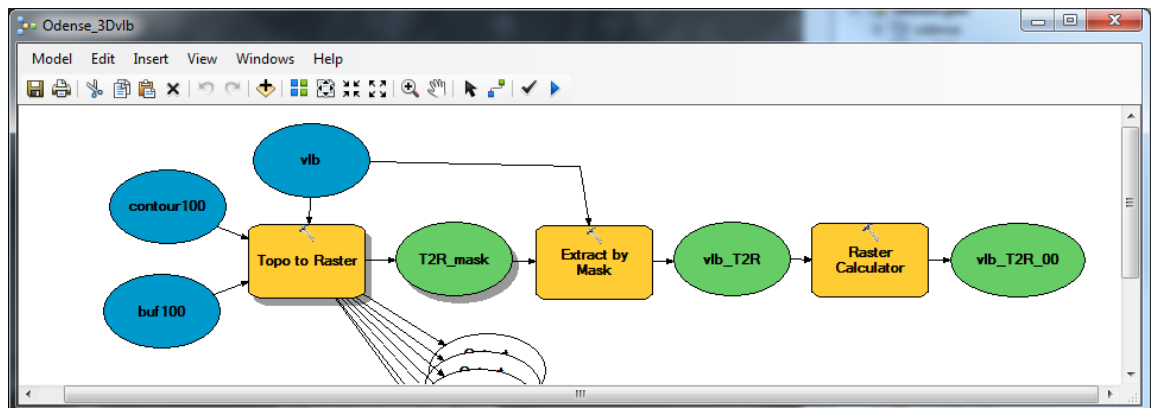
På basis af daglige vandstandsmålinger i vandløbet opstrøms projektområdet (se kap. 11) samt en højdemodel over området kan udbredelsen af en evt. oversvømmelse beregnes i GIS. Nedenstående eksempel fra Odense Å er be-

regnet i ArcGIS vha. en metode foreslået af Informi. Den anvendte højdemodel DHyM/Rain er downloadet fra Geodatastyrelsens hjemmeside: <http://download.kortforsyningen.dk/content/geodataprodukter>.

Højdemodellen har en vertikal nøjagtighed på 6-10 cm og det kan derfor godt forsvares at omregne modellen til hele decimeter. Herved fjernes højdearterfakter fra modellen, og i samme omgang gøres modellen klar til det videre arbejde.

Første trin i processen er genereringen af et hydrologisk korrekt placeret vandløb i terrænet så der sikres en hældning nedstrøms. Det sker vha. værktøjet Topo to Raster, der interpolerer en lokal flade i en zone under vandløbets beliggenhed i terrænet med en metode hvor det sikres at vandløbet i sit forløb har et fald i vandløbets nedstrøms retning.

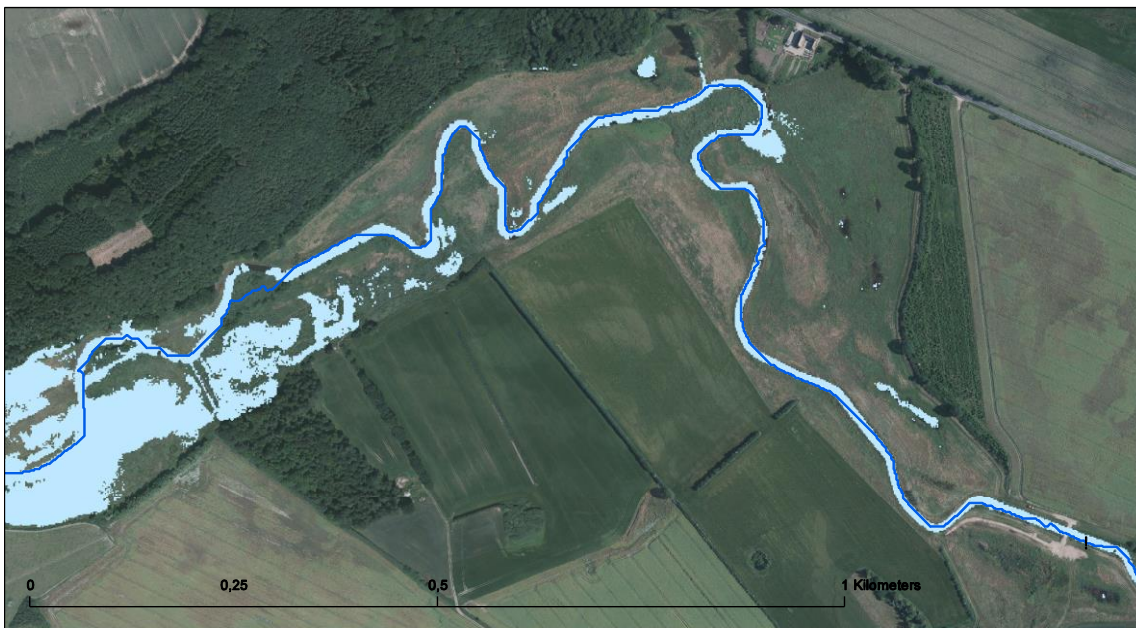
Det genererede 3D-vandløb parallelforskydes ned til det ligger i kote 0 ved vandstandsmålestationen. Vandløbet sænkes ned til nul-niveau for at gøre det mere overskueligt siden at beregne oversvømmelsen ved de målte vandstandsværdier.



Figur 12.1: ArcGIS ModelBuilder model til generering af 3D-vandløb

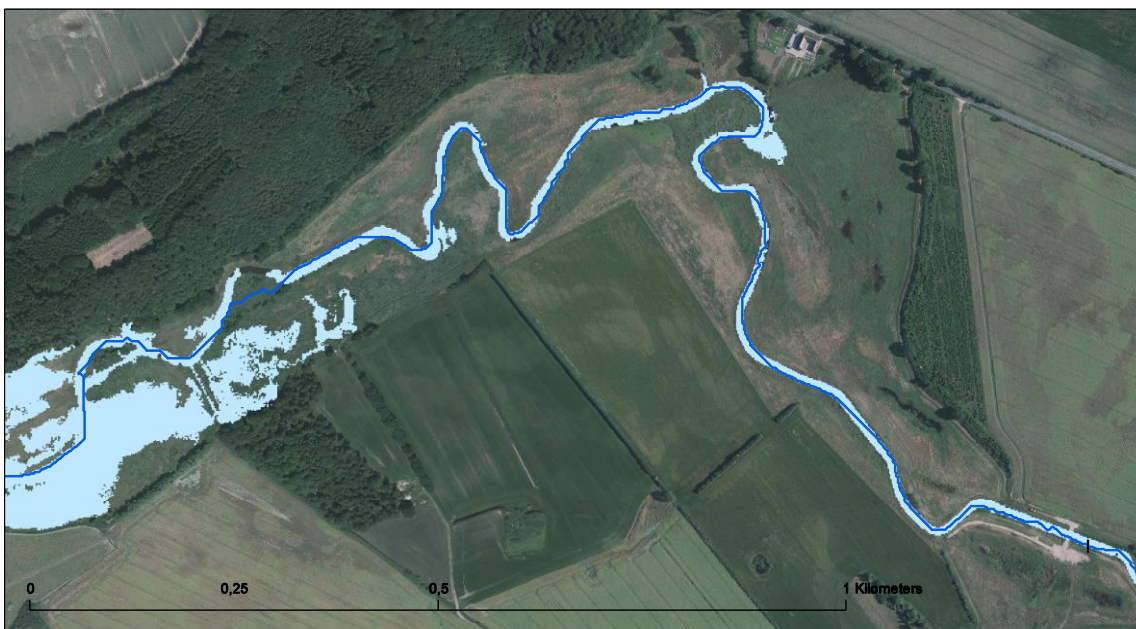
Vha. værktøjet Euclidean Allocation beregnes en referenceflade i en bufferzone langs vandløbet. Bredden på zonen sættes så den svarer til ådalsbredden. Værktøjet beregner den relative højdeforskel mellem vandløbet og ådalen ved for hver celle i ådalen at finde den korteste vej til vandløbet og tildele den nærmeste vandløbskote fra 3D-vandløbet til cellen.

I eksemplet fra Odense Å afvikles vha. Raster Calculatoren algoritmen  $\text{Con}((\text{"\%dem\_int\%"} - \text{"\%alloc\_vibT2R\%"}) \leq 2440, 1)$ . Herved tildeles de celler fra højdemodellen som ligger op til 24,40 m langs Odense Å over referencefladen værdien 1, outputtet viser således oversvømmelsesarealet ved en vandstand på 24,40 m ved målestationen (se figur 12.2).

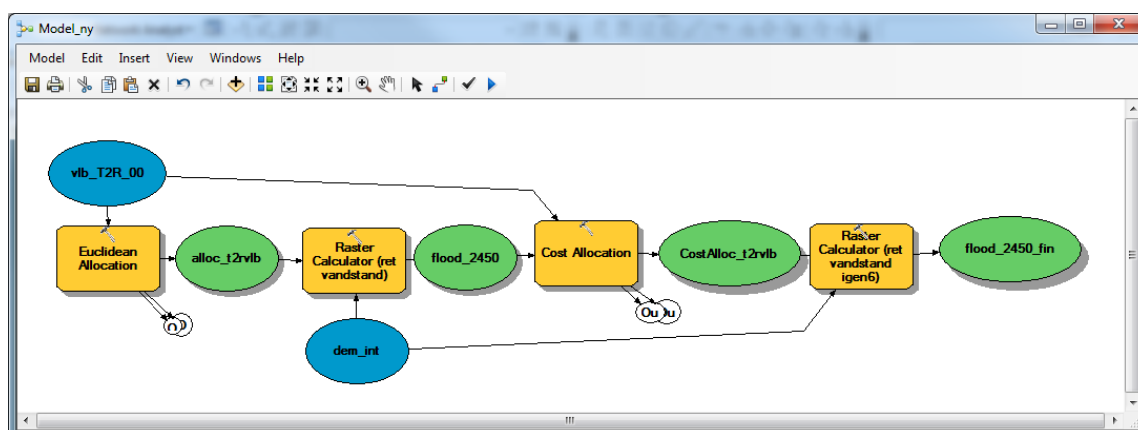


Figur 12.2: Beregnet oversvømmelse langs projektområde langs Odense Å ved en vandstand på 24,40m. Alle arealer under koten er medtaget i resultatet.

Arealer, der ikke ligger i direkte forbindelse med vandløbet sorteres fra vha. værktøjet Cost Allocation. Til sidst køres Raster Calculatoren igen sådan at cellerne fra cost allokeringen får værdien 1.



Figur 12.3: Beregnet oversvømmelse ved en vandstand på 24,40m ved målestationen i Odense Å. Diger eller andet, der forhindrer vandet i at flyde frit er respekteret.



Figur 12.4: ArcGIS ModelBuilder model til beregning af oversvømmelse på basis af 3D-vandløb og målte vandstande ved opstrøms målestation.

Nedenstående tabel viser det beregnede oversvømmelsesareal ved forskellige målte vandstande i 2007, samt antallet af dage med det pågældende vandstands-niveau.

Vandstand ved målestation, m	Antal dage	Beregnet oversvømmet areal, ha
23,80	70	1,5
24,00	114	10,4
24,20	75	242,1
24,40	40	608,2
24,60	27	1208,2
24,80	30	2158,9
25,00	9	2712,7

## 12.6 BACI design

Selvom overvågningen af retablerede vådområder i de fleste tilfælde vil være en effektovervågning, hvor det enkelte vådområdes tilbageholdelse af næringsstof beregnes, vil der være tilfælde, hvor man kan opnå et mere nuanceret billede af vådområdets funktion ved anvendelse af det såkaldte BACI design. Anvendelse af BACI designet kan finde sted hvis der i forvejen forefindes data for det pågældende vandløb inden der laves et vådområdeprojekt. Derved kan en ændring i stofudledningen efter etablering af et vådområde testes ved anvendelse af et såkaldt BACI design. BACI står for Before, After, Control, Impact og hentyder til, at man skal have målinger før og efter etableringen af vådområdet på dels en opstrøms- og dels en nedstrøms liggende station. Derfor gennemgås BACI princippet i nedenstående afsnit.

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

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

Nu beregner man følgende differencer

$$d_{i1} = x_{i2} - x_{i1},$$

$$d_{i2} = x_{i22} - x_{i21}.$$

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

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

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

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

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

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

Som udgangspunkt er  $n_1 = n_2$ , men hvis der opstår problemer med prøvetagningen så kan der ske det, at der ikke måles lige mange gange før og efter retablering.  $F$ -værdien skal vurderes i en  $F$ -fordeling med  $(n_1 - 1, n_2 - 1)$ -frihedsgrader med et signifikansniveau på 5 %. Nu kan t-testen udføres og

hvis  $(\hat{\mu}_1 - \hat{\mu}_2)$  er nul eller negativ så accepteres nulhypotese (se 12.1), hvis  $(\hat{\mu}_1 - \hat{\mu}_2)$  er positiv og varianserne er ens så beregnes

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

hvor

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

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

Hvis varianserne er forskellige beregnes

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

Antallet af frihedsgrader beregnes som

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

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

## Referencer

Bjerring, R., Windolf, J., Kronvang, B., Sørensen, P.B., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Larsen, S.E., Thodsen, H. & Bøgestrand, J. 2014. Belastningsopgørelser til søer. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 102 s. - Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi; nr. 36.

Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A., Ernstsen, V., Højberg, A.L., Jakobsen, P.R., von Platen, F., Tougaard, L., Hansen, J.R. & Børgesen,

C.D. 2007: Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark. Fagligt grundlag for et nationalt kort. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet Faglig rapport fra DMU nr. 616.. 68 s.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR616.pdf>

Bøgestrand, J. og Erfurt, J. 2014. Stoftransport. Teknisk Anvisning DB01

Bøgestrand, J. og Johansson, L.S. 2013. Vandløbskemi: prøvetagning, feltmålinger og analyser. Teknisk Anvisning B01

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2013: Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73.

Grant, G. 2012. Prøvetagning af drænvand i landovervågningen: Punktprøver. Teknisk Anvisning nr.: L02

Hoffmann, C.C., Nygaard, B., Jensen, J.P., Kronvang, B., Madsen, J., Madsen, A.B., Larsen, S.E., Pedersen, M.L., Jels, T., Baattrup-Pedersen, A., Riis, T., Blicher-Mathiesen, G., Iversen, T.M., Svendsen, L.M., Skriver, J. & Laubel, A.R. 2005. Overvågning af effekten af retablerede vådområder. 4. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. – Teknisk anvisning fra DMU nr. 19.

Kronvang, B., Hoffmann, C.C. and Dröge, R. 2009. Sediment deposition and net phosphorus retention in a hydraulically restored lowland river-floodplain in Denmark: combining field studies with laboratory experiments, *Marine and Freshwater Research* 60: 638-646.

Naturstyrelsen 2011. Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse. Miljøministeriet, 177 s.

Ovesen, N.B. 2011. Vandføringsmåling med vingeinstrument. Teknisk Anvisning B03.

Ovesen, N.B. 2011. Hydrometriske stationer, etablering, drift, og vedligeholdelse. Teknisk Anvisning B02.

Poulsen, J. og Ovesen, N.B. 2011. Vandføringsmåling med akustisk Doppler instrument. Teknisk Anvisning B04.

Raaschou Peter, Vejledning i bearbejdning af data fra vandføringsstationer. 1991. Publikation nr. 7 fra Fagdatacenter for Hydrometriske Data, Hedeselskabet.

Snedecor, G.W. og Cochran, W.G. 1989. *Statistical Methods*. Iowa State University Press / Ames.



Svendsen, L.M. , Rebsdorf, Aa. and Nørnberg, P. 1993. Comparison of methods for analysis of organic and inorganic phosphorus in river sediment. *Wat. Res.* vol. 27, no. 1, pp. 77-83.

Vejen, F., Vilic, K., Jensen, H. & Kern-Hansen, C. 2014. *Korrigeret Nedbør 1989-2010, 2011-2012 & 2013 - Databeskrivelse & Resultater*  
Konsulentopgave udført for DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. Technical Report DMI No. 14-13