
Kvælstoffjernelse fra Torsted Sø Vådområde

- Kvantificering og Optimering af Denitrifikation -



Afgangsspeciale
Simon Vang Pedersen

Aalborg Universitet
Miljøteknologi CST

Copyright © Aalborg Universitet 2017

Denne rapport er sat op med Overleaf, en online $\text{\LaTeX}$ løsning. Microsoft Excel og IBM SPSS er brugt til databehandling og statistik, og Mendeley er brugt til organisering af citeret litteratur. Kortmateriale og figurer er fremstillet med hhv. QGIS og Paint.NET.



AALBORG UNIVERSITET

STUDENTERRAPPORT

Cand. Scient. Tech. i Miljøteknologi
Aalborg Universitet
<http://www.aau.dk>

Titel:

Kvælstoffjernelse fra Torsted Sø Vådområde -
Kvantificering og Optimering af
Denitrifikation

Tema:

Vådområder i vandløb

Projektperiode:

09-2016 – 06-2017

Forfatter:

S. V. Pedersen

Vejledere:

Asbjørn Haaning Nielsen
Diana Agnete Stephansen

Oplagstal: 3**Sidetal:** 45**Afleveringsdato:**

09-06-2017

English abstract

Torsted Lake in Northern Jutland, Denmark, is a wetland which was restored in November 2016. A 5 ha shallow lake and a 48 ha surrounding wetland was established by removing existing drainage infrastructure and creating meandering inlets and outlets. Parts of the new lake were deepened through excavation. Three methods were used to estimate the annual denitrification of the system. The first method was entirely based on empirical data from comparable systems, and was used to assess the theoretical input and removal of nitrogen. With the second method, direct field measurements of flow and nitrogen concentrations in the in- and outlets were used to calculate the input of nitrogen, and an empirical model was subsequently used to estimate the denitrification. The third method was entirely based on field measurements during four months prior to and following the restoration, and denitrification was derived from a mass balance of nitrogen in the system. The degree to which denitrification in the lake can be optimized by enrichment of the sediment with organic carbon was also assessed. By laboratory analysis the potential denitrification was estimated for substrates with varying concentrations of easily degradable organic carbon (topsoil, straw, sawdust, charcoal, and sand). To assess whether soil amendment is viable in the long term, the rate of sedimentation in the lake was measured using sediment traps. Prior to restoration, no measurable amount of denitrification was present in the area. Four months after the works finished, the denitrification was found at a rate of 40 kg N ha^{-1} , and expected to rise further to $60\text{--}80 \text{ kg N ha}^{-1}$ within the first year. In regards to the analysed substrates, the topsoil is the most economically viable for amendment, potentially increasing denitrification in the lake by 25 %. However, this approach will only increase the denitrification of the entire system by 3 %, as most of the denitrification happens in areas where water percolates through the soil, and within 7–10 years, natural sedimentation in the lake will have superseded the effect.

Forord

Rapporten er skrevet på 3-4. semester af kandidatuddannelsen i miljøteknologi CST. Projektet blev initieret som et samarbejde med Limfjordssekretariatet. Der er to hovedformål med projektet, at bestemme kvælstoffjernelsen i Torsted Sø vådområde, samt at undersøge hvordan processen kan optimeres. Feltprøver er indsamlet i samarbejde med Daniel Palm Simonsen.

Tak til Asbjørn Haaning Nielsen og Diana Agnete Stephansen for god vejledning, og til Helle Blendstrup for hjælp til laboratoriemålinger. Tak til Daniel for nogle gode ture til Torsted, og til Charlotte for bestandigt at støtte mig og holde mig ud.

Aalborg Universitet, 09-06-2017

S. V. Pedersen
svpe12@student.aau.dk

Liste over forkortelser

C_2H_2	Acetylen
DNN	Dansk normal nul
DNP	Denitrifikationspotentiale
KNO_3	Kaliumnitrat
N	Nitrogen (kvælstof)
N_2	Dinitrogen (frit kvælstof)
N_2O	Lattergas
NH_4^+-N	N-fraktionen i ammonium
NO_2^--N	N-fraktionen i nitrit
NO_3^--N	N-fraktionen i nitrat
O_2	Ilt
OM	Organisk materiale
TN	Total nitrogen (organiske og uorganiske fraktioner)
TS	Tørstof
TUN	Total uorganisk nitrogen (NH_4^+-N , NO_3^--N og NO_2^--N)
VMP	Vandmiljøplan

Indhold

Forord	v
Liste over forkortelser	vii
1 Introduktion	1
2 Problemformulering	5
3 Teori	7
3.1 Hvordan fjernes kvælstof fra vådområder?	7
3.2 Denitrifikation og denitrifikationspotentiale	8
3.3 Økonomi	10
4 Metoder og materialer	11
4.1 Indsamling af feltprøver	11
4.2 Måling af vandføring	13
4.3 Måling af grundvandsindstrømning	14
4.4 Indhold af kvælstofforbindelser i vandprøver	15
4.5 Estimering af kvælstoffjernelse	16
4.6 Organisk materiale og kvælstof i jorden	18
4.7 Pejling af grundvandsstand	19
4.8 Bestemmelse af denitrifikationspotentiale	19
4.9 Måling af sedimentationsrate	21
5 Resultater	23
5.1 Vandføring og kvælstof i Torsted Bæk	23
5.2 Indsivning af grundvand og kvælstof i grundvandet	26

5.3	Estimeret kvælstoffjernelse	26
5.4	Organisk materiale og kvælstof i jorden	27
5.5	Grundvandsstand	28
5.6	Denitrifikationspotentiale og sedimentationsrate	29
6	Diskussion	31
6.1	Hvor meget kvælstof fjernes	31
6.2	Forslag til forbedring	32
6.3	Vandføring, grundvandsindstrømning og kvælstof i bæk og grundvand . . .	33
6.4	Kvælstof i jorden, N-fraktioner og grundvandsstand	34
6.5	Sideeffekter ved vådområder	35
7	Konklusion	37
A	Grundvandsstand i piezometerør	43

1. Introduktion

Overskydende kvælstof (N) i vandmiljøet er et globalt miljøproblem, der forårsager eutrofiering i kystnære områder. I Danmark især som følge af et intensivt landbrug (Hoffmann og Baattrup-Pedersen, 2007; Land et al., 2016). Over 60 % af Danmarks areal er landbrugsjord, og da over 90 % af denne er under plov, er Danmark sammen med Bangladesh det mest intensivt dyrkede land i verden (FAOSTAT, 2017). Landbrugsarealer drænes, da effektiv dræning fører til et langt højere udbytte, og mere effektiv udnyttelse af våde arealer. Dræning af marker faciliterer dog samtidigt et højt tab af næringsstoffer til vandmiljøet. På landsplan stammer 45–60 % af det totale kvælstoftab fra dræning af landbrugsarealerne (Kjærgaard og Hoffmann, 2013). Vådområder med landbrugsjorde som opland kan være med til at fjerne en del af det tabte kvælstof ved denitrifikation, men mange af de naturlige vådområder er blevet drænet og benyttet til landbrugsjord. Før 1900 var der over 10.000 km² vådområder i Danmark, og i dag er der under 2000 km² tilbage (Larsen et al., 2007), hvoraf lidt over 100 km² er reetableret som følge af de danske vandmiljøplaner (VMP) og EU's Vandrammedirektiv i perioden fra 2000–2014 (Windolf et al., 2016).

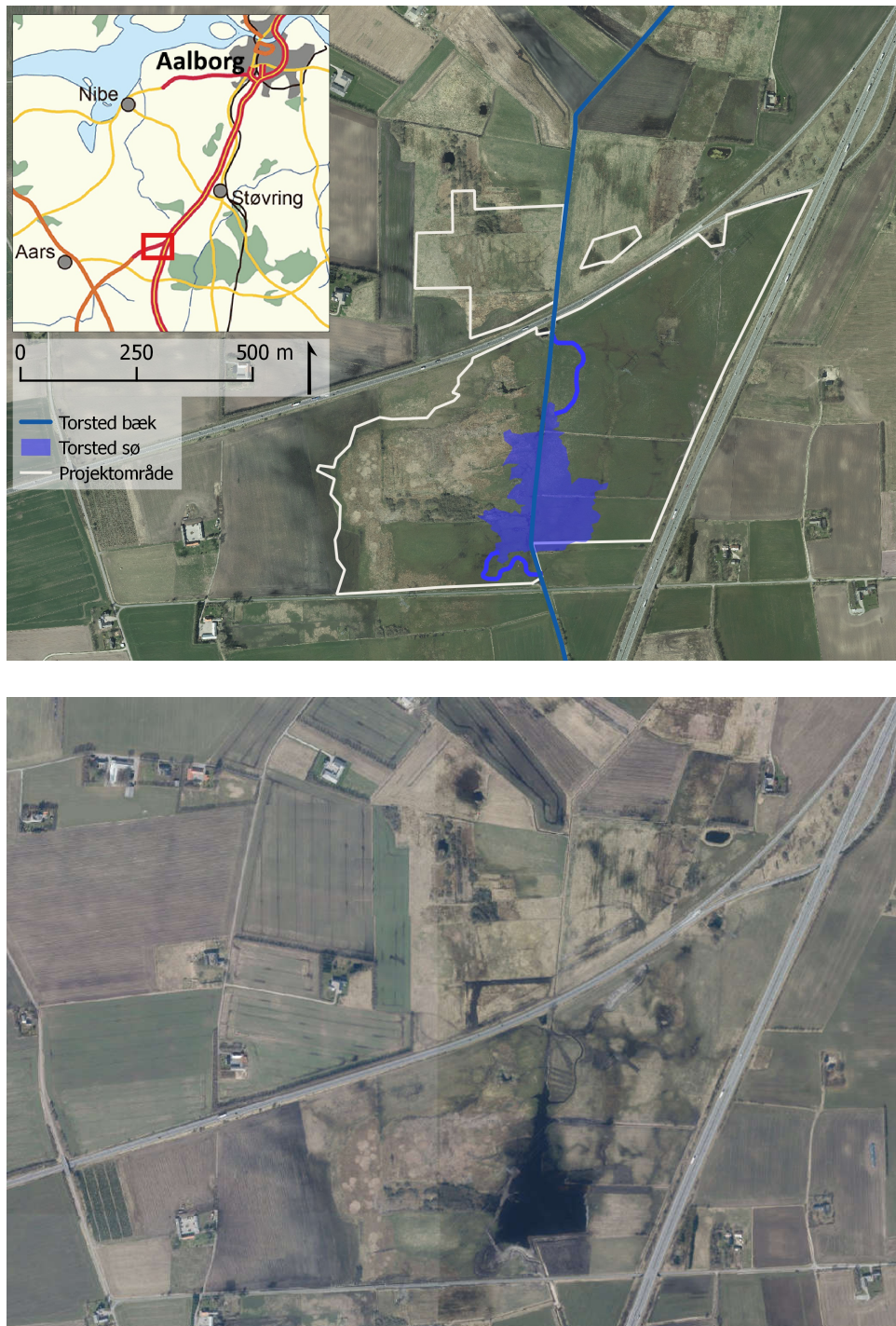
Siden VMP I blev vedtaget i 1985, er en del afbødende tiltag blevet implementeret for at reducere mængden af kvælstof i overflade- og grundvand (Windolf et al., 2016). I 1998 blev VMP II vedtaget, med det formål at reducere den årlige transport af kvælstof til de indre farvande med 5600 ton. For første gang blev der sat fokus på reetablering af vådområder som et værktøj til at tilbageholde og fjerne kvælstof, og amterne udpegede omkring 16.000 ha som potentielle vådområdearealer. Et af kravene til vådområderne var, at de skulle fjerne 200–500 kg N ha⁻¹ (årligt). Da VMP II udløb i 2003, var målet endnu ikke opfyldt, det blev derfor besluttet at fortsætte aktiviteterne under VMP III (Hoffmann og Baattrup-Pedersen, 2007), som gjaldt indtil 2015.

I 2000 trådte EU's Vandrammedirektiv i kraft med det formål at sikre, at danske vandløb, søer, kystvande og grundvand har en "god kvalitet". Vandrammedirektivet er implementeret i dansk lovgivning i Miljømålsloven, der fastsætter rammerne for beskyttelsen af overfladevand og grundvand. Målet om god økologisk kvalitet skulle være opfyldt i 2015, men i 2014 levede omkring 70 % af søer og vandløb endnu ikke op til deres målsætning (Naturstyrelsen, 2014). I juni 2016 offentliggjorde Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning de nyeste vandområdeplaner (2015–2021), der bygger videre på de forrige vandplaner. Til at opnå kvælstofreduktionsmålet på 19.000 tons, er ét af virkemidlerne fortsat etablering af vådområder, og disse skal bidrage med en reduktion på 1250 tons kvælstof til de indre farvande fra 2016–2021. Til det forventes der at blive afsat omkring 1,6 mia.kr. (Miljøministeriet, 2016). Kommunale vådområder skal ifølge Naturstyrelsen bidrage til en samlet

gennemsnitlig kvælstoffjernelse fra hovedvandoplandet på mindst 90 kg N ha^{-1} , og have en omkostningseffektivitet for gennemførelsen, der ligger under 3 gange den vejledende referenceværdi på $1300 \text{ kr. kg N}^{-1}$ (Naturstyrelsen, 2016).

Reetablerede vådområder er altså et hyppigt brugt, effektivt virkemiddel til at reducere mængden af udvasket kvælstof til danske fjorde og kystnære områder. På trods af dette findes der ikke megen forskning i, hvordan effektiviteten af reetablerede vådområder kan øges (Ballantine et al., 2014). I Sverige, USA og Kina er der lavet enkelte forsøg med at optimere reetablerede vådområders effektive denitrifikation (Ballantine et al., 2014; Bastviken et al., 2005; LU et al., 2009), bl.a. ved at tilføje labilt kulstof til bakterierne, da tilgængeligheden af dette er afgørende for denitrifikation (Beauchamp et al., 1989). Ballantine et al., (2014) fandt, at ved at tilføje kulstof i form af topjord til reetablerede vådområder, kunne denitrifikationspotentialet (DNP) øges med over 150 %, og tilsætning af kulstof i form af halm og trækul omtrent fordoblede DNP. De konkluderede samtidigt, at der er brug for mere viden for at fastslå hvilken type jordforbedring, der er mest effektiv til at stimulere fjernelse af kvælstof i reetablerede vådområder.

Ved Torsted i Nordjylland (Figur 1.1) reetableres i november 2016 et vådområde med det formål at forbedre vandmiljøet i Limfjorden ved at nedsætte kvælstofbelastningen, samt at forbedre naturen lokalt i området. Dette gøres ved at ændre Torsted bæk, således at der skabes en lavvandet sø, samt ved at afbryde dræn i området. Den tekniske forundersøgelse af området er foretaget af COWI for Rebild kommune, Rambøll har stået for detailprojektet, og gravearbejdet er udført af entreprenørfirmaet Jakobsen og Blindkilde. Projektområdet er 48 ha, og den nye, lavvandede sø har et areal på 4,7 ha (Figur 1.2). Ifølge detailprojektrapporten reducerer Torsted Sø kun udledningen til Limfjorden med 84 kg N ha^{-1} , og det er derfor nærliggende at undersøge, hvordan effektiviteten af denitrifikationen i området kan optimeres. Med en anslået anlægsomkostning på 1.7 mio. er omkostningseffektiviteten for gennemførelsen af vådområdeprojektet ca. $400 \text{ kr. kg N}^{-1}$, hvilket stemmer godt overens med Naturstyrelsens krav (Kristensen og Thomsen, 2016).



Figur 1.1: Ortofotos af projektområdet ved Torsted, Nordjylland fra hhv. juni, 2016 og april, 2017. Projektetområdets afgrænsning, nye, mæandrerende forløb af Torsted Bæk, og søens forventede ud-bredelse er overlejret på det øverste kort. Målestoksforhold og kortudsnit er ens på begge kort.



Figur 1.2: Luftfotos af Torsted Sø vådområde før, under og efter reetableringen, oktober og december 2016. Hovedvej 13 nord for området er markeret i gul og E45 øst for området er markeret i rød. Billederne er taget af Ronni Fjordvald Søb (AAU) og Henrik Rosenskjold (Limfjordssekretariatet).

2. Problemformulering

I hvilken grad fjerner det reetablerede vådområde Torsted Sø kvælstof i månederne efter det etableres, og hvor meget kan denne proces optimeres vha. tilsætning af labilt kulstof.

Vådområdets effektive kvælstoffjernelse bestemmes teoretisk med empiriske modeller og måles *in situ* ved kontinuerlig bestemmelse af nitrat-, nitrit- og ammoniumkoncentrationen i vandet ved ind- og udløb, samt ved kortlægning af vandstand og grundvandsflow. Den teoretiske, optimale kvælstoffjernelse (denitrifikationspotential) bestemmes i laboratoriet ved hjælp af acetylen-inhiberingsmetoden med forskellige former for substrat, hhv. topjord, sand, savsmuld, trækul og halm.

3. Teori

3.1 Hvordan fjernes kvælstof fra vådområder?

Vådområder fjerner primært kvælstof fra vandløbssystemet ved denitrifikation, samt ved planteoptag, der dog frigives igen ved bakteriel nedbrydning (Eriksen et al., 2014). Gasformigt kvælstof (N_2) er det primære produkt af denitrifikation, og det frigives let til atmosfæren. Som kilde til kvælstof er frit N_2 meget mindre tilgængeligt for planter og bakterier end nitrat (NO_3^-). Derfor er denitrifikation på marker en ulempe for landbruget. Til gengæld er denitrifikation fordelagtigt i spildevandsbehandling og i de ferske vande, hvor fjernelsen af kvælstof begrænser eutrofiering og skadelige effekter som f.eks. opblomstring af alger (Madigan et al., 2012). For at et vådområde kan fjerne kvælstof ved denitrifikation, skal der være iltfrie forhold, området skal forsynes med nitratholdigt vand fra det omkringliggende område, og der skal være en ekstern elektrondonor såsom organisk materiale (OM) til stede (Eriksen et al., 2014; Kjærsgaard og Hoffmann, 2013).

Effektiviteten af et reetableret vådområde afhænger af en række lokale parametre, samt årstidsvariation i disse (Kjærsgaard og Hoffmann, 2013). Blandt de vigtigste parametre kan nævnes:

- Topografisk placering i oplandet og jordbundsforhold
- Næringsstofbelastning
- Mængden af tilstrømning
- Opholdstid
- Temperatur
- Vegetationstype- og omfang

Af disse parametre er det fysisk og økonomisk muligt at forbedre jordbundsforholdene, og ved anlæggelsen af et nyt vådområde i nogen grad opholdstiden. Organisk kulstof i vådområder stammer ofte fra overfladeafstrømning, jord og eksudat fra planterødder (LU et al., 2009). Ved at tilføre sedimentet et tilskud af kulstof som f.eks. trækul, glukose, methanol eller plantemateriale, kan denitrifikationen forbedres markant (Ballantine et al., 2014; Sirivedhin og Gray, 2006). Det er muligt at øge opholdstiden, ved at grave dele af vådområdet dybere, og en højere opholdstid vil føre til en højere kvælstoffjernelse. Til gengæld kan det også føre til en øget smoltdødelighed i ørredvandløb, bl.a. pga. et højt

prædationstryk fra rovfisk og fugle i søer (Schwinn et al., 2016), og en øget algevækst, der kan forårsage iltsvind ved nedbrydning i vandløbet nedstrøms (Kristensen og Thomsen, 2016).

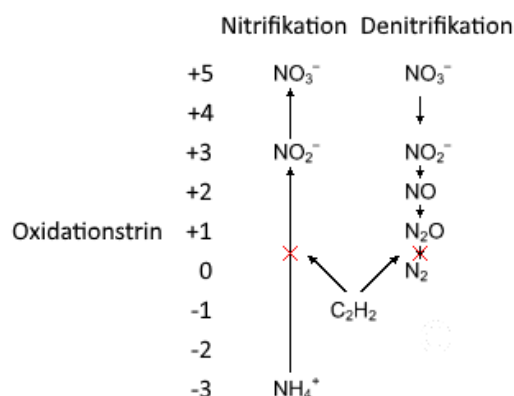
Sæsonvariation i temperatur, vegetation og næringsstofbelastning har stor betydning for hvor meget kvælstof der fjernes. Om foråret og sommeren er der markant flere denitrificerede bakterier i sedimentet end om vinteren, Kadlec og Wallace, (2008) fandt populationer på omkring 10^6 pr. gram tørstof (TS) om foråret, sammenlignet med omkring 10^5 pr. gram TS om vinteren, og både bakterier og planter optager og omsætter mere kvælstof ved højere temperaturer (LU et al., 2009). Omfanget og typen af planter i vådområdet har betydning for hvor meget vandsøjlen opblandes, og dermed hvor høj diffusionsraten af ilt og nitrogen er. En højere diffusionsrate af disse gasser, og en bedre opblanding af det nitratholdige vand, fører til en øget denitrifikation. Planter som *P. australis* (alm. tagrør) nedsætter vindpåvirkningen, og dermed opblandingen af vandsøjlen betydeligt. Undervandsplanter som *E. canadensis* (alm. vandpest) nedsætter ikke opblandingen i samme grad, og har samtidigt et lavere C/N forhold, hvormed de forsyner bakterierne med mere OM af højere kvalitet (Bastviken et al., 2005).

3.2 Denitrifikation og denitrifikationspotentiale

I vådområder veksler kvælstof mellem at være i bundet i organisk materiale, opløst i vandfasen og på gasform. Ved ammonifikation mineraliseres organisk kvælstof af mikroorganismer til ammonium (NH_4^+), og bliver efterfølgende omdannet til nitrat ved nitrifikation (Bastviken, 2006). Nitrat kan så fjernes fra vådområdet ved bakteriel nitratreduktion og denitrifikation. Ved nitratreduktion reduceres nitrat til nitrit (NO_2^-), og ved denitrifikation reduceres nitrat til lattergas (N_2O), nitrogenmonoxid (NO) og frit kvælstof (Madigan et al., 2012).

Denitrificerende bakterier er talrige i både terrestriske og akvatiske miljøer, hvor betingelserne er gunstige, dvs. iltfrie ($<0,3\text{--}0,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) og med tilstrækkeligt NO_3^- og OM tilstede (Kjærsgaard og Hoffmann, 2013). På arealer med åbent vandspejl opfyldes disse betingelser hovedsageligt i sedimentet (Bastviken, 2006). På græs- og tørvejorde foregår langt det meste denitrifikation i de øverste 20 cm, og raten falder typisk med dybden, især pga. begrænset tilgængelighed af let omsætteligt kulstof (Koops et al., 1996).

Denitrifikation kan kvantificeres enten ved direkte målinger *in situ* før og efter et vådområde, eller i laboratoriet som DNP, som er den mængde kvælstof, der teoretisk kan afgasses fra et specifikt område. Bestemmelse af DNP i laboratoriet kan dog være problematisk af en række grunde: Der ændres på de fysiske forhold samt mængden og sammensætningen af substrat, metoderne er dyre og tidskrævende, og det er svært at måle koncentrationen af slutproduktet N_2 præcist, pga. den høje baggrunds-koncentration. Det kan måles på flere måder, bl.a. vha. actylen-inhiberings metoden, der udnytter, at det sidste led i denitrifikationen, som reducerer lattergas til frit kvælstof, hæmmes i de denitrificerende bakterier. Derved bliver slutproduktet lattergas, som er væsentligt lettere at måle end frit kvælstof (Figur 3.1).

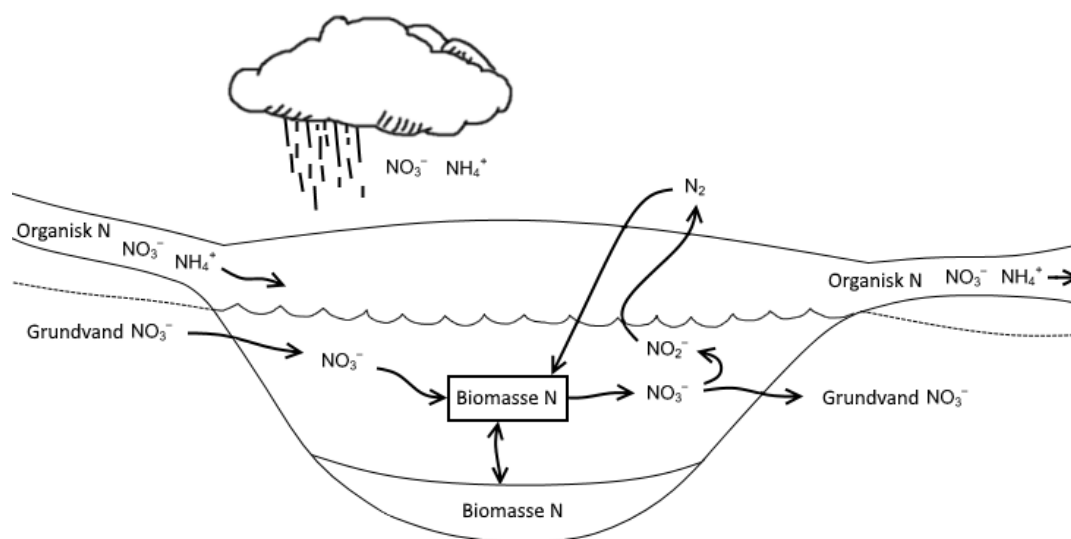


Figur 3.1: Effekten af acetylen på nitrifikation og denitrifikation. De involverede enzymer i denitrifikationen undertrykkes af tilstedeværelsen af ilt. Ved tilstedeværelsen af acetylen (C_2H_2) er slutproduktet lattergas (N_2O). Redigeret fra Groffman et al., (2006) og Madigan et al., (2012).

Acetylen-inhiberingsmetoden er den hyppigst anvendte metode, da den er forholdsvis hurtig og simpel. Til gengæld kan det være problematisk, at acetylen også inhiberer produktionen af NO_3^- via nitrifikation, hvilket kan føre til en underestimering af denitrifikationsraten, især i områder med lave NO_3^- koncentrationer ($<1,4 \text{ mg } NO_3\text{-N L}^{-1}$) (Bastviken et al., 2005; Groffman et al., 2006).

Der findes en del ^{15}N tracer metoder, der kvantificerer denitrifikation ved at tilsætte ^{15}N -mærket NO_3^- til substratet og efterfølgende måle koncentrationen af ^{15}N -mærket N_2 . Ved brug af disse metoder undgås problemerne associeret med acetylen, til gengæld er proceduren dyr, kompliceret og tidskrævende. En anden metode er N_2 :Ar metoden, der typisk bruges til måling af denitrifikation i marine miljøer. Den udføres enten ved at indsamle intakt-prøver af sediment, eller afgrænse en del af sedimentet med et bentisk kammer. Denitrifikationsraten bestemmes ved at måle N_2 -koncentrationen i vandet over sediment-søjlerne løbende vha. massespektrometri. Fremgangsmåde kaldes N_2 :Ar metoden, da massespektrofotometriske målinger er mere præcise for ratioer, og ændringen i koncentrationen af N_2 måles derfor som ændringen i forholdet mellem N_2 og den atmosfæriske koncentration af argon. Denne metode er ligeledes relativt tidskrævende, da kernerne skal inkubere i flere dage (Groffman et al., 2006).

En storskala metode til kvantificering af denitrifikation er massebalance beregninger. Ved at måle/estimere alle strømningsveje og ændringer i kvælstoftilbageholdelsen, kan kvælstoffjernelsen udledes som den "manglende" mængde kvælstof (Figur 3.2). I akvatiske miljøer stammer kvælstof hovedsageligt fra afstrømning fra marker, og i mindre grad fra grundvand, atmosfærisk deposition og kvælstoffiksering. Det fjernes igen ved at blive skyllet ud, tilbageholdt i sediment og ved denitrifikation (Groffman et al., 2006; Sand-Jensen, 2013). Fordelen ved denne metode er, at den kan bruges til store områder, til gengæld er det ikke muligt, at få helt præcise resultater, da mange af de betydende faktorer ikke kan måles, men må estimeres (Groffman et al., 2006). I Egebjerg enge fandt Hoffmann et al., (2005b) eksempelvis en denitrifikationsrate på $72 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ med N_2 :Ar metoden, og en rate på $52\text{-}688 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ vha. massebalance beregninger.



Figur 3.2: Skitseret lavvandet sø med ind- og udløb. For at isolere den mængde kvælstof, der forsvinder ved denitrifikation, skal de øvrige strømningsveje og mængder af kvælstof bestemmes.

I potentielle nye vådområder bruges empiriske modeller ofte til at estimere denitrifikationen. Først beregnes den samlede kvælstoftilførsel til området, vha. viden om områdets jordtype, dræningsforhold, arealanvendelse og opland, samt på baggrund af målinger af kvælstofkoncentrationen i danske vandløb igennem flere år (Hoffmann et al., 2005a). Derefter beregnes den procentvise fjernelse af det tilførte kvælstof vha. empiriske modeller for hhv. arealer med sø, overrislede områder, grundvandsgennemstrømning og periodisk oversvømmede arealer (Hoffmann et al., 2005b).

3.3 Økonomi

Når et areal omlægges til vådområde sker der typisk et værditab, da arealet ikke længere kan bruges til omdrift. Der må ikke dyrkes afgrøder, og der må ikke gødes. Det er muligt at bruge arealerne til græsning, men det er ofte upraktisk, og evt. græsning skal være ekstensiv (Naturstyrelsen, 2016). Statens udgifter ved reetablering af vådområder består af udgifter til forundersøgelse og etablering, samt evt. jordkøb, jordfordeling og tilskud. EU refunderer 75 % af købesummen. Med antagelse af en kvælstofreducerende effekt på mellem 120 og 190 kg N ha⁻¹ år⁻¹, og at anlægs- og forundersøgelsesomkostningerne annuiseres med en uendelig tidshorisont, bliver omkostningseffektiviteten 41–44 kr. kg N⁻¹, uden at tage højde for tilskud (Eriksen et al., 2014). Dette kan sammenlignes med randzoner, permanent udtagning af omdriftsjord, og konstruerede minivådområder, der har en omkostningseffektivitet på hhv. 62–123 kr. kg N⁻¹, 91–130 kr. kg N⁻¹ og 27–232 kr. kg N⁻¹ (Eriksen et al., 2014).

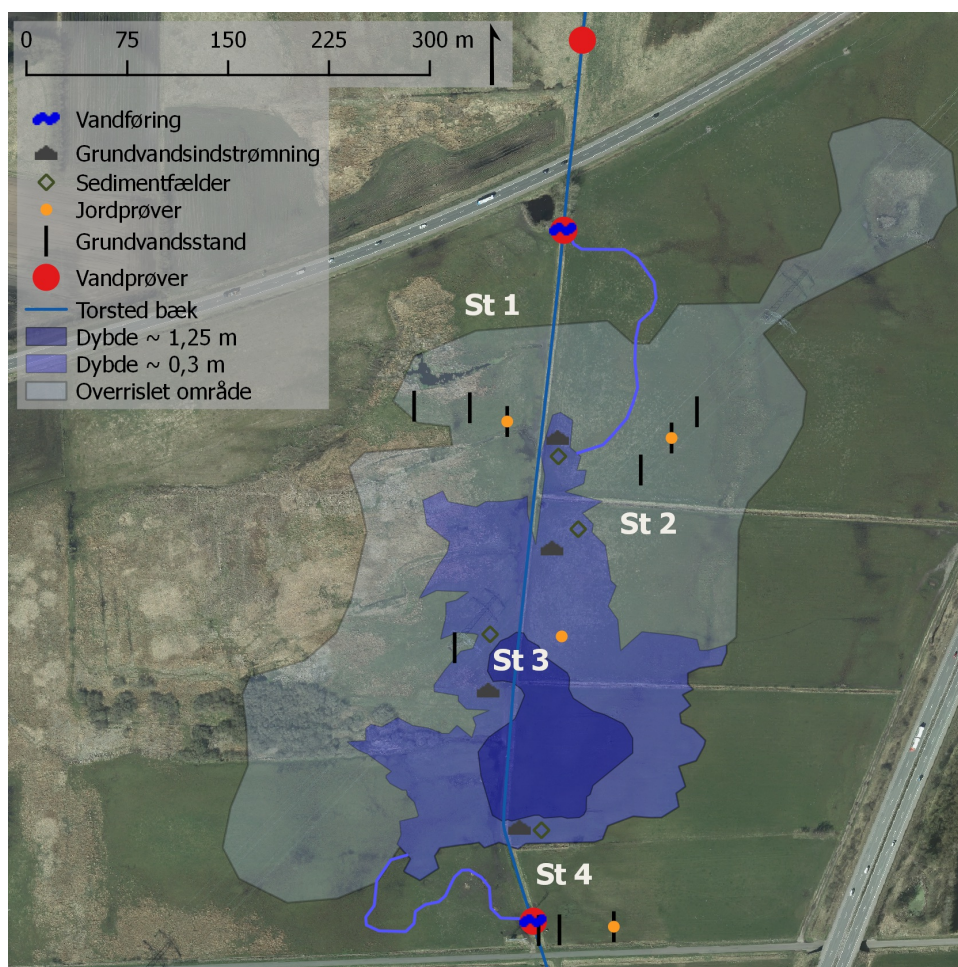
4. Metoder og materialer

For at kvantificere hvor meget kvælstof, der fjernes fra Torsted Sø, umiddelbart efter den reetableres, indsamles prøver af vand og jord i området. Der indsamles løbende vandprøver opstrøms og nedstrøms for søen, grundvandsstand og vandføring pejles, og indsivning af grundvand til søen måles, for at bestemme denitrifikation vha. massebalance og empiriske modeller. Mængden af organisk materiale og kvælstof i jorden måles, for at bestemme hvor egnet jorden er som substrat til denitrificerende bakterier. DNP bestemmes for forskellige substrater til jordforbedring, for at vurdere om områdets evne til at fjerne kvælstof kan optimeres, og sedimentationsraten samt organisk materiale i sedimentet bestemmes for at vurdere, om jordforbedring kan betale sig.

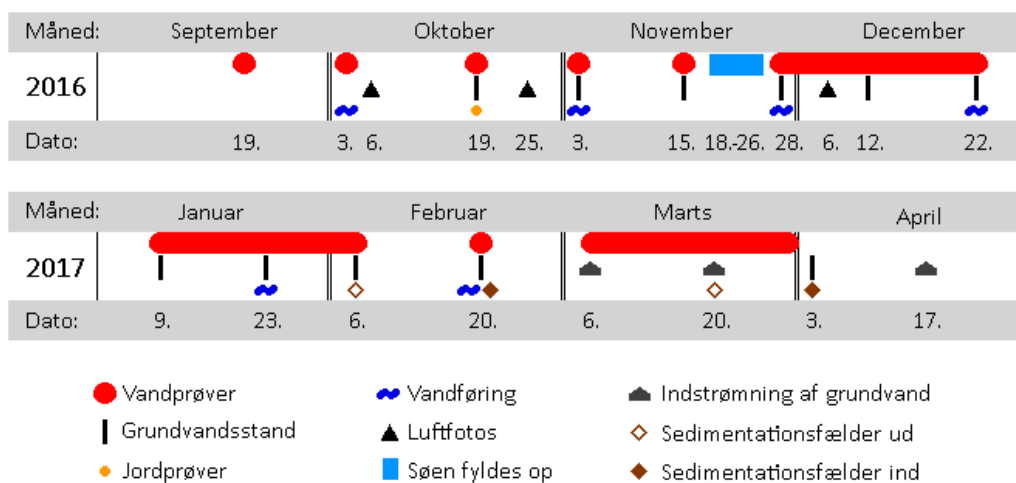
Området ved Torsted oversvømmedes d. 18–26. november 2016, og for at kunne sammenligne forholdene med og uden et vådområde, indsamles data i månederne før og efter. Der indsamles prøver fra den lave og dybe del af søen, samt fra de omkringliggende, overrislede arealer. Prøvetagningsstederne er inddelt i fire hovedområder (St. 1–4), der kan ses på figur 4.1, og figur 4.2 viser en tidslinje med datoer for de forskellige feltprøver og målinger.

4.1 Indsamling af feltprøver

Vandprøver til analyse af N-indhold indsamles fra vandløb og piezometerrør. De filtreres gennem et 0.80 µm Cameo acetat filter, og overføres til vials, der passer til TRAACS Autoanalyser. Vandprøverne opbevares ved -18°C indtil de kan analyseres. Vha. to ISCO 6712 autosamlere (Figur 4.3) udtages vandprøver opstrøms og nedstrøms for vådområdet i tre 24-dages perioder. Autosamlerne udtager automatisk 20 mL vand en gang i timen. Efter et døgn skiftes til en ny prøve-flaske, så hver flaske repræsenterer en gennemsnitlig koncentration af N over døgnet. For at undgå biologisk aktivitet, tilsættes få dråber koncentreret svovlsyre til flaskerne inden prøvetagningen, så pH i de fyldte flasker bliver ca. 2–3. Fra hver prøveflaske udtages 50 mL, som neutraliseres med få dråber koncentreret natriumhydroxid, og herfra udtages prøve til én vial. Sediment- og jordprøver indsamles vha. et Eijkelkamp Edelman jordbor samt 30 cm, Ø5 cm cylindere til udtagning af intakt-kerner. Prøverne opbevares lufttæt ved 5°C indtil de kan analyseres.



Figur 4.1: Målesteder ved Torsted Sø. Afgrænsningen af søen, det overrislede område og de slyngede forløb på bækken er hentet fra Kristensen og Thomsen, (2016).



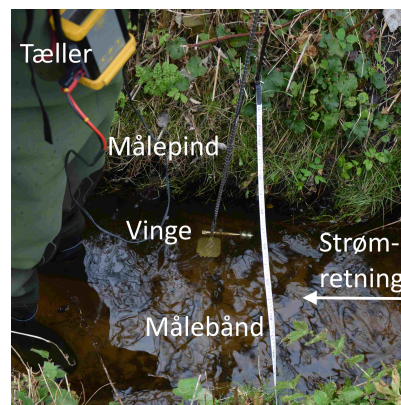
Figur 4.2: Tidslinje der viser hvilke prøver og målinger, der er foretaget hvilke dage. De røde linjer angiver indsamling af vandprøver med autosampler.



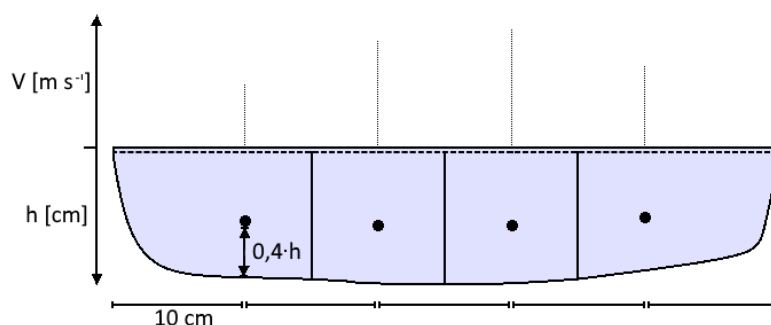
Figur 4.3: ISCO autosampler til kontinuerlig indsamling af vandprøver. Den blå slange fører ned til Torsted bæk. De to autosamlere er placeret opstrøms og nedstrøms for vådområdet.

4.2 Måling af vandføring

Vandføringen op- og nedstrøms Torsted sø måles vha. en Kleinflügel vingemåler med lille vinge (Ø 30 mm) og en måletid på 30 sekunder (Figur 4.4). Vandhastigheden måles i et passende tværsnit i intervaller på 10 cm, ved en dybde svarende til ca. $0,4 \cdot$ højden over bunden (Figur 4.5). Vingens omdrejninghastighed omsættes til en vandhastighed vha. ligning 4.1. Ud fra disse målinger beregnes vandføringen vha. midt-sektion metoden, hvor hver hastighedsmåling repræsenterer et segment halvvejs til nabomålingerne. Dybden måles i de samme vertikaler som vandhastigheden, og for at beregne arealet i hvert segment antages det, at bunden følger et lineært forløb mellem vertikalerne. Vandføringen for hvert segment beregnes herefter som $Q = V \cdot A$, og del-vandføringerne summeres (Ovesen, 2003).



Figur 4.4: Måling af vandhastighed med vingemåler.



Figur 4.5: Skitseret tværsnit af vandløb til beregning af vandføring. Vandhastigheden og -dybden måles ved de sorte prikker, og vandløbet inddeles i segmenter, hvori den gennemsnitlige vandføring og tværsnitsareal bestemmes. Redigeret fra Ovesen, (2003).

$$V = a \cdot n + b \quad (4.1)$$

V : hastighed [m s^{-1}]

a : konstant bestemt af vingens hydrauliske stigning [-]

$n > 6,06$: 0,0555

$n < 6,06$: 0,0588

b : konstant bestemt af friktion i instrumentet [-]

$n > 6,06$: 0,049

$n < 6,06$: 0,029

n : vingens rotationshastighed [omdr. s^{-1}]

Da vandhastigheden i Torsted Bæk opstrøms for søen efter etableringen er markant lavere end før etableringen, måles vandhastigheden ved at bruge en mættet opløsning af NaCl som tracer. Ca. fem liter saltvand vendes forsigtigt ned i vandløbet, og starttidspunktet noteres. Vandhastigheden bestemmes som tiden det tager fra saltvandet tilsættes, til saliniteten peaker ca. 30 m nedstrøms. Et gennemsnitligt tværsnitsareal for vandløbsstrækningen bestemmes på samme måde som ved vingemålingerne, og vandføringen kan herefter beregnes.

Arealet af opland opstrøms og nedstrøms for Torsted Sø bestemmes vha. et GIS værktøj (Thomsen, 2017), og bruges til at beregne den arealspecifikke vandføring som vandføring pr. oplandsareal ved ind- og udløb.

4.3 Måling af grundvandsindstrømning

Mængden af grundvand, der strømmer ind i Torsted sø, bestemmes med seepage metre. De fungerer ved at afgrænse en del af sø-bunden med en stålcylander (1 m i diameter, 20 cm høj), der presses ned i sedimentet, indtil hele anordningen er under vand. Cylinderen

har en kegleformet top af plexiglas, og i spidsen af denne fører 10 cm gummislange til en tom 750 mL plastikpose (Figur 4.6). På den måde bliver det indstrømmende grundvand fra arealet under keglen ledt ind i posen. Efter ca. en time afmonteres posen, og vandet overføres til et målebæger. Indflowet af grundvand for hele søen i liter pr. sekund beregnes herefter med ligning 4.2.



Figur 4.6: Seepage meter, der lige er taget op af søen. Algevæksten på stålringen viser hvortil seepage meteret har været skubbet ned i sedimentet. En plastikpose monteres på studsene, for at måle grundvandsindstrømningen fra arealet under seepage meteret.

$$I = \frac{L \cdot A_{sø}}{s \cdot A_{se}} \quad (4.2)$$

I : indflow af grundvand til søen [L s^{-1}]

L : Volumen af vand i seepage meter posen [L]

s : tid posen er monteret på seepage meteret [s]

$A_{sø}$: areal af Torsted sø [m^2]

A_{se} : areal under seepage meteret [m^2]

4.4 Indhold af kvælstofforbindelser i vandprøver

De indsamlede vandprøver fra Torsted bæk og det omkringliggende grundvand tøs op, og de svovlsure prøver fra autosamplerne pH-neutraliseres med få dråber koncentreret natriumhydroxid. Koncentrationen af total uorganisk nitrogen (TUN) ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ og $\text{NO}_2^- - \text{N}$) bestemmes herefter i laboratoriet med en Technicon TRAACS 800 autoanalyser i overensstemmelse med DS223:1991, DS224:1975 og DS/EN26777:2003.

4.5 Estimering af kvælstoffjernelse

Til bestemmelse af den teoretiske kvælstoffjernelse i Torsted Sø vådområde bruges tre forskellige metoder. Med den første metode bestemmes det gennemsnitlige årlige tilførsel af kvælstof fra oplandet til vådområdet vha. en empirisk model (Ligning 4.3) (Hoffmann et al., 2005a) og med den anden metode ved direkte målinger af vandføringen og koncentrationen af kvælstof i Torsted Bæk. Fælles for disse to metoder er, at kvælstoffjernelsen herefter beregnes med ligning 4.4, der estimerer kvælstoffjernelsen i søen vha. empiriske data fra 37 danske søer (Muff Hansen, 1998), og kvælstoffjernelsen i det overrislede område antages (som tommelfingerregel) at være på 50 % af det tilførte kvælstof (Hoffmann et al., 2005b).

$$N_{tab} = 1,124 \cdot \exp(-3,080 + 0,758 \cdot \ln(A) - 0,0030 \cdot S + 0,0249 \cdot D) \quad (4.3)$$

N_{tab} : den gennemsnitlige kvælstoftilførsel til vådområdet [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$]

A : vandbalancen i vådområdet [mm]

D : andelen af dyrket areal [%]

S : andelen af sandjord [%]

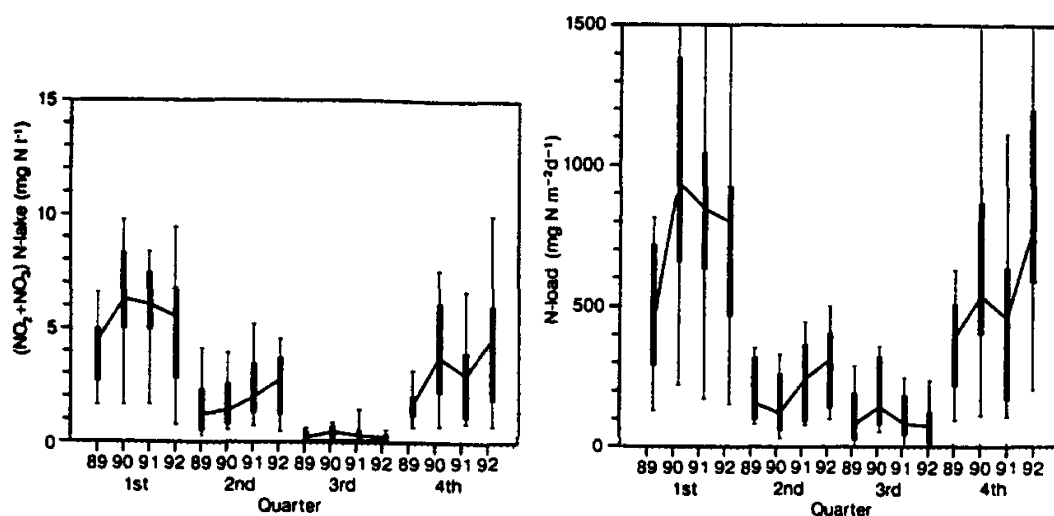
$$N_{ret} = N_{tab} \cdot (0,5 + 0,421 + 0,178 \cdot \log_{10}(T_W)) \quad (4.4)$$

N_{ret} : kvælstoffjernelsen [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$]

N_{tab} : den gennemsnitlige kvælstoftilførsel til vådområdet [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$]

T_W : opholdstiden [år]

Der er stor forskel på hvor meget kvælstof, der udvaskes til vandmiljøet i løbet af året. Da der kun er indsamlet data fra Torsted Sø i 1. og 4. kvartal, justeres disse værdier, så de repræsenterer et årsgennemsnit. Med de målte koncentrationer af uorganisk kvælstof beregnes en årlig middelkoncentration vha. empiriske data fra Windolf et al., (1996), der i fire år har undersøgt koncentrationen af uorganisk kvælstof i 16 danske, lavvandede søer, samt koncentrationene af total N (TN) ved indløbet til disse (Figur 4.7). Koncentrationen af både TUN i søerne og TN ved indløbet følger det samme mønster med høje værdier i 1. kvartal, lave værdier i 2. og 3. kvartal, og middelværdier i 4. kvartal. Derfor nedskrives de kvælstofkoncentrationer, der er målt i 1. kvartal (januar–marts) med 50 %, hvorimod kvælstofkoncentrationer, der er målt i 4. kvartal (september–december) ikke ændres. På trods af, at koncentrationen af TN i vandløb med dyrket opland er faldet med en fjerdedel siden 1996 (Wiberg-Larsen et al., 2015), vurderes det, at data fra Windolf et al., (1996) stadig er anvendelige, under antagelse af, at årstidsvariationen i TN følger det samme mønster.



Figur 4.7: Gennemsnitlig koncentration af NO_3 og NO_2 i mg L^{-1} i 16 lavvandede søer i Danmark, og gennemsnitlig kvælstofbelastning af disse søer i $\text{mg TN m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ pr. kvartal i årene 1989-1992. Der er trukket linjer mellem median-værdier, tykke linjer angiver kvartiler og tynde linjer angiver 10-90 % procentiler. Windolf et al., (1996).

Med den tredje metode estimeres kvælstoffjernelsen vha. områdets kvælstof-massebalance (Ligning 4.5), hvor fjernelsen af kvælstof ved denitrifikation findes som produktet af den totale tilstrømning af kvælstof minus den mængde kvælstof, der skylles ud via bækken. Det antages, at optag af kvælstof til biomasse opvejes af mineralisering. Denne metode angiver en netto kvælstoffjernelse, da mikrobiel kvælstoffiksering (nitrifikation) ikke er kvantificeret. Der tages ikke højde for sæsonvariationen i kvælstofkoncentrationen, da de højere koncentrationer af kvælstof i vådområdet om vinteren opvejes af en lavere procentuel fjernelse pga. lavere biologisk aktivitet. Kvælstoffjernelsen er dermed relativt konstant gennem året (Figur 4.8) (Windolf et al., 1996).

$$N_{ret} = (N_{ind} \cdot \bar{Q} + N_{atm} + Q_{gv} \cdot N_{gv}) - N_{ud} \cdot \bar{Q} \quad (4.5)$$

N_{ret} : kvælstoffjernelse [kg N år^{-1}]

N_{ind} : Gennemsnitlig koncentration af TUN ved St. 1 [kg L^{-1}]

$\bar{Q}$: Gennemsnitlig vandføring i Torsted bæk [L år^{-1}]

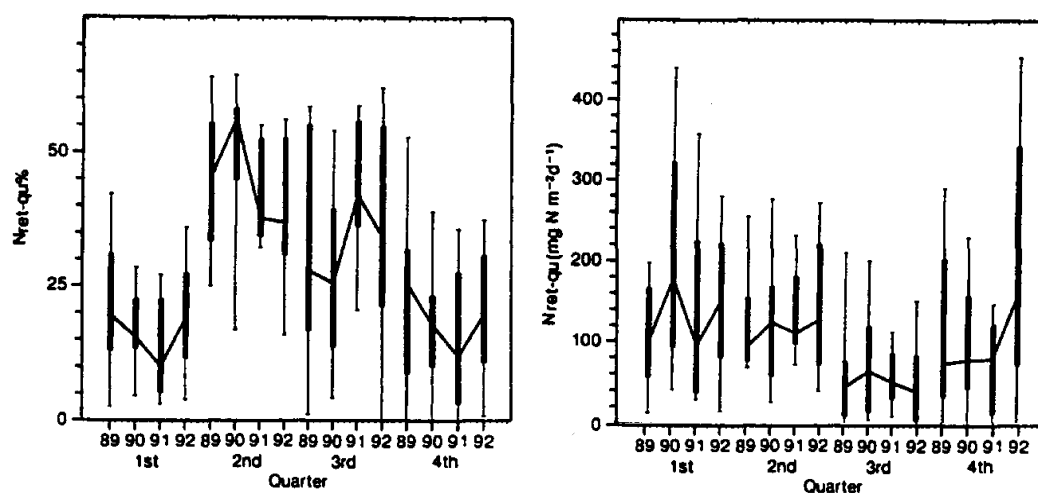
N_{atm} : Atmosfærisk deposition af N [kg år^{-1}]

Q_{gv} : Gennemsnitlig grundvandsindstrømning [L år^{-1}]

N_{gv} : Gennemsnitlig koncentration af TUN i grundvandet [kg L^{-1}]

N_{ud} : Gennemsnitlig koncentration af TUN ved St. 5 [kg L^{-1}]

For at bestemme kvælstoffjernelsen ved massebalance, undersøges det, om den gennemsnitlige koncentration af kvælstof op- og nedstrøms for vådområdet er signifikant



Figur 4.8: Gennemsnitlig denitrifikation i procent og i $\text{mg N m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ i 16 lavvandede søer i Danmark pr. kvartal i årene 1989-1992. Der er trukket linjer mellem median-værdier, tykke linjer angiver kvartiler og tynde linjer angiver 10-90 % procentiler. Windolf et al., (1996).

forskellige fra hinanden. Dette gøres ved at sammenligne prøver indsamlet med autosampler, der er forskudt i tid, således at det teoretisk er det samme vand, der måles på. De gennemsnitlige koncentrationer af TUN sammenlignes med t-tests vha. IBM SPSS.

Den kvælstofreducerende effekt af den ændrede arealanvendelse beregnes også, til det estimeres den tidligere arealanvendelse af projektområdet vha. orthofotos fra 2014 og 2016. Ved udtagning af vedvarende græsning antages en effekt på $5\text{--}10 \text{ kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, og ved agerbrug antages en effekt på $45\text{--}50 \text{ kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Fra det trækkes en estimeret udvaskning af kvælstof fra vådområdet på $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ (Kristensen og Thomsen, 2016). Mængden af kvælstof, der deponeres til vådområdet fra atmosfæren adderes til den totale mængde kvælstof, der kommer til området. Der regnes med en årlig atmosfærisk deposition på 12 kg N ha^{-1} (NOVANA, 2016).

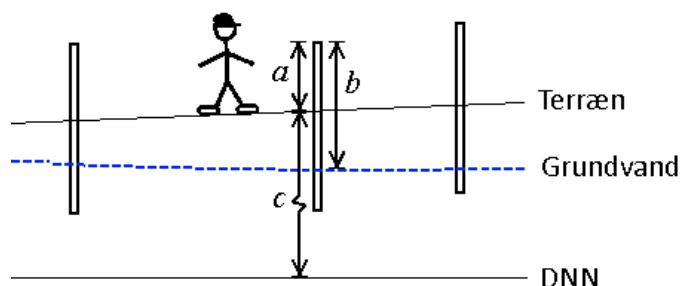
4.6 Organisk materiale og kvælstof i jorden

Indholdet af organisk materiale i sediment- og jordprøver bestemmes ved glødning i overensstemmelse med DS204:1980. Jordprøver fra samme område og jordlag puljes og homogeniseres, inden en mængde prøve afvejes og tørres i foliebakker ved 105°C . Efterfølgende vejes prøverne igen og glødes ved 550°C , før de vejes en sidste gang. Indholdet af OM i jordbordsprøverne, der er taget ned til en dybde på 160 cm, samt billeder af de udgravede områder ved Torsted Sø, bruges til at estimere tykkelsen af det øverste lag muldjord i området.

NH_4^+ , NO_3^- og NO_2^- fra de friske jordprøver ekstraheres med kaliumchlorid (1 M) i laboratoriet i overensstemmelse med DS/CEN/TS 16177:2012. Koncentrationen af TUN bestemmes efterfølgende på TRAACS som i afsnit 4.4.

4.7 Pejling af grundvandsstand

Grundvandsstanden i området peyles før og efter anlæggelsen af søen vha. piezometerrør. Højden fra jorden til toppen af piezometerrørene (a) måles med målebånd, grundvandsstanden (b) peyles vha. en grundvandspejler, der sænkes ned i piezometerrørene indtil den rammer vandoverfladen, så afstanden fra vandoverfladen til toppen af røret kan aflæses, og den præcise højde på jorden ved piezometerrørene (c) findes vha. differential-GPS med en vertikal præcision på ca. 5 mm. Grundvandsstanden ift. dansk normal nul (koten) beregnes herefter som $a + c - b$ (Figur 4.9).



Figur 4.9: Højden fra dansk normal nul til grundvandet bestemmes ved piezometerrørene ved at måle a : afstanden fra toppen af piezometerrørene til terræn, b : afstanden fra toppen af piezometerrørene til grundvandet og c : afstanden fra jordoverfladen til dansk normal nul (DNN).

4.8 Bestemmelse af denitrifikationspotentiale

DNP bestemmes for fem forskellige substrater (sand, topjord, kul, savsmuld og halm) (Figur 4.10). Først podes kul, savsmuld og halm med denitrificerende bakterier, ved at overføre ca. en liter af hvert substrat til stofposer, og inkubere dem på bunden af Torsted sø i 14 dage (Figur 4.11). Sand og topjord indsamles direkte fra bunden af søen. DNP bestemmes ved acetylen inhiberingsmetoden, beskrevet i Tiedje et al., (1989).



Figur 4.10: Substrater til bestemmelse af DNP. Sand, topjord, kul, savsmuld og halm.



Figur 4.11: Kul, savsmuld og halm i bomuldsposer, klar til at blive kastet i søen, for at pøde dem med denitrificerende bakterier.

3 mL af det indsamlede substrat blandes med 60 mL søvand og 0,02 g KNO_3 , for at de denitrificerende bakterier har nitrat i overskud. Prøverne overføres til lufttætte 500 mL glas med septum, gøres anareobe ved at flushe med N_2 gas, og placeres på et rystebord ved stuetemperatur (Figur 4.12). 50 mL acetylen tilsættes, og 0,3 mL gas udtages og analyseres på gaschromatograf ved $t=60$, $t=120$ og $t=150$ minutter. N_2 bruges som bærer gas med et flow på 15 mL min^{-1} , de øvrige indstillinger for gaschromatografen ses i tabel 4.1.

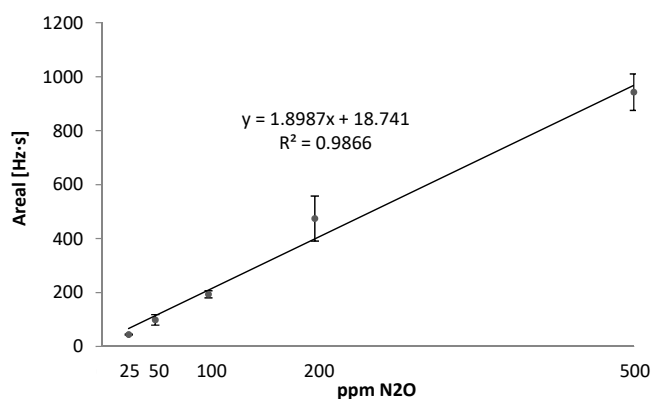


Figur 4.12: 3 mL sand, topjord, kul, savsmuld og halm indsamlet fra Torsted Sø, og 60 mL søvand i syltetøjsglas med septum til måling af DNP ved acetylen inhiberingsmetoden.

Tabel 4.1: Specifikationer på gaschromatografen (Agilent Technologies 7890A GC system).

	Specifikationer	Temperatur
Detektor	^{63}Ni electron capture	320°C
Kolonne	Stainless steel Porapak Q (80/100 mesh, $\varnothing 2,6 \text{ mm} \cdot 3,0 \text{ m}$)	60°C

For at omregne koncentrationen af lattergas fra et areal (som er resultatet fra gaschromatografen) til ppm, laves en standardkurve. Kurven bruges til beregning af koncentrationen af lattergas i de øvrige prøver (Figur 4.13). Koncentrationen af lattergas i ppm omregnes til gram kvælstof, der fjernes pr. kvadratmeter med ligning 4.6 og til gram kvælstof, der fjernes pr. gram substrat pr. time med ligning 4.7.



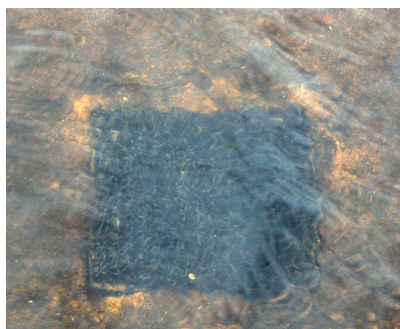
Figur 4.13: Standardkurve til omregning fra areal (Hz·s) til ppm N₂O. Hvert punkt repræsenterer tre gentagelser med samme kendte koncentration, og fejllinjer angiver standardafvigelsen.

$$\frac{\text{g N}}{\text{m}^2} = \frac{\text{mol}}{\text{glas}} \cdot \frac{\text{ppm N}}{10^6} \cdot \frac{\text{g N}}{\text{mol}} \cdot \frac{\text{glas}}{\text{m}^2} \quad (4.6)$$

$$\frac{\text{g N}}{\text{g substrat} \cdot \text{time}} = \frac{\text{mol}}{\text{glas}} \cdot \frac{\text{ppm N}}{10^6 \cdot \text{time}} \cdot \frac{\text{g N}}{\text{mol}} \cdot \frac{\text{glas}}{\text{g substrat}} \quad (4.7)$$

4.9 Måling af sedimentationsrate

Sedimentationsraten bestemmes vha. sedimentfælder, der består af 15·15 cm stykker af kunstgræs (DreamTurf), der tørres, vejes, ID-mærkes og placeres på bunden af søen i lavvandede områder (Figur 4.14). De holdes på plads på bunden med et 10 cm langt søm i hvert hjørne. Efter 14 dage overføres sedimentfælderne forsigtigt til plastikposer, og tørres i laboratoriet ved 60°C i 24 timer, hvorefter de vejes og tørvægten af sedimentet beregnes. For at bestemme andelen af OM i fælderne, vaskes sedimentet af fælderne, og det afskyllede materiale filtreres gennem et 200 mm rundfilter (15 µm). Filteret tørres ved 100°C i 24 timer, vejes, og mængden af OM bestemmes efterfølgende ved glødning i overensstemmelse med DS204:1980. Sedimentationsraten af tørstof og OM i ton pr. hektar bestemmes vha. ligning 4.8 og sedimentationsraten i mm bestemmes med ligning 4.9.



Figur 4.14: Sedimentfælde af kunstgræs på ca. 30 cm vand. Den holdes fast til bunden med fire søm.

$$\Delta S = \frac{\Delta m \cdot 365 \text{ dage/år}}{A_f \cdot \Delta t} \quad (4.8)$$

ΔS : Sedimentationsrate [$\text{t ha}^{-1} \text{år}^{-1}$]

Δm : Masse af sedimenteret tørstof eller OM i fælden [t]

A_f : Areal af fælden [ha]

Δt : Tid fælden er i søen [dage]

$$\Delta h = \frac{\Delta m \cdot \rho \cdot 365 \text{ dage/år}}{A_f \cdot \Delta t} \quad (4.9)$$

Δh : Sedimentationsrate [mm år^{-1}]

Δm : Masse af sedimenteret tørstof i fælden [kg]

ρ : Massefylde af sediment (TS) [kg L^{-1}]

A_f : Areal af fælden [m^2]

Δt : Tid fælden er i søen [dage]

5. Resultater

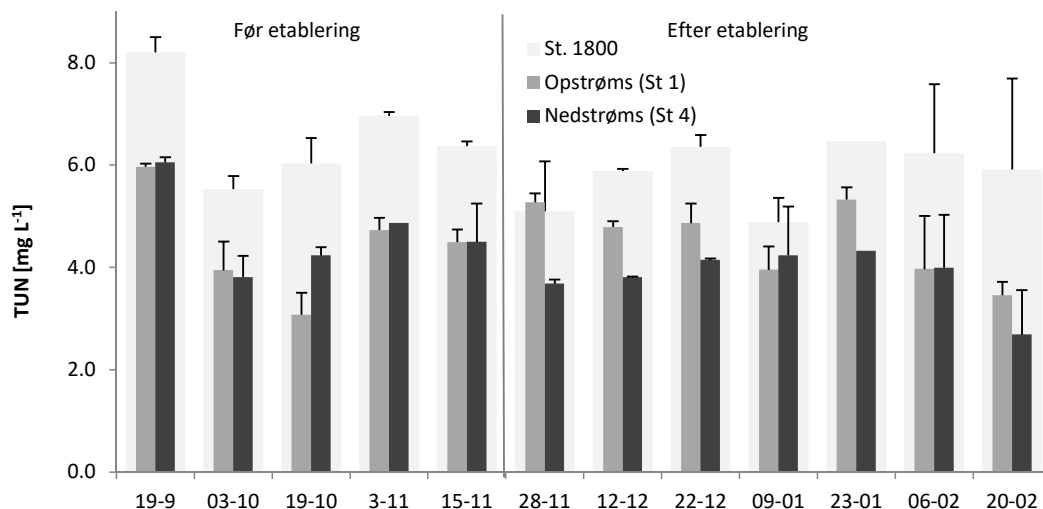
5.1 Vandføring og kvælstof i Torsted Bæk

Vandføringen og den arealspecifikke vandføring opstrøms og nedstrøms for vådområdet (st. 1 og 2) ses i tabel 5.1. Oplandet til st. 1 og 2 er hhv. 3,5 km² og 4,7 km², hvilket medfører en relativt stor forskel i vandføringen. Den arealspecifikke vandføring viser også en øget mængde vand nedstrøms for søen. Svingningerne i vandføringen falder sammen med forskellige mængder nedbør i perioderne inden målingerne (DMI, 2017).

Tabel 5.1: Vandføringen opstrøms (Q_{ind}) og nedstrøms (Q_{ud}) for Torsted Sø før og efter etableringen af vådområdet, samt mængden af vand, der kommer ind i området via grundvand og diffus tilstrømning fra det ekstra opland (ΔQ). Konfidensinterval angiver standardafvigelsen.

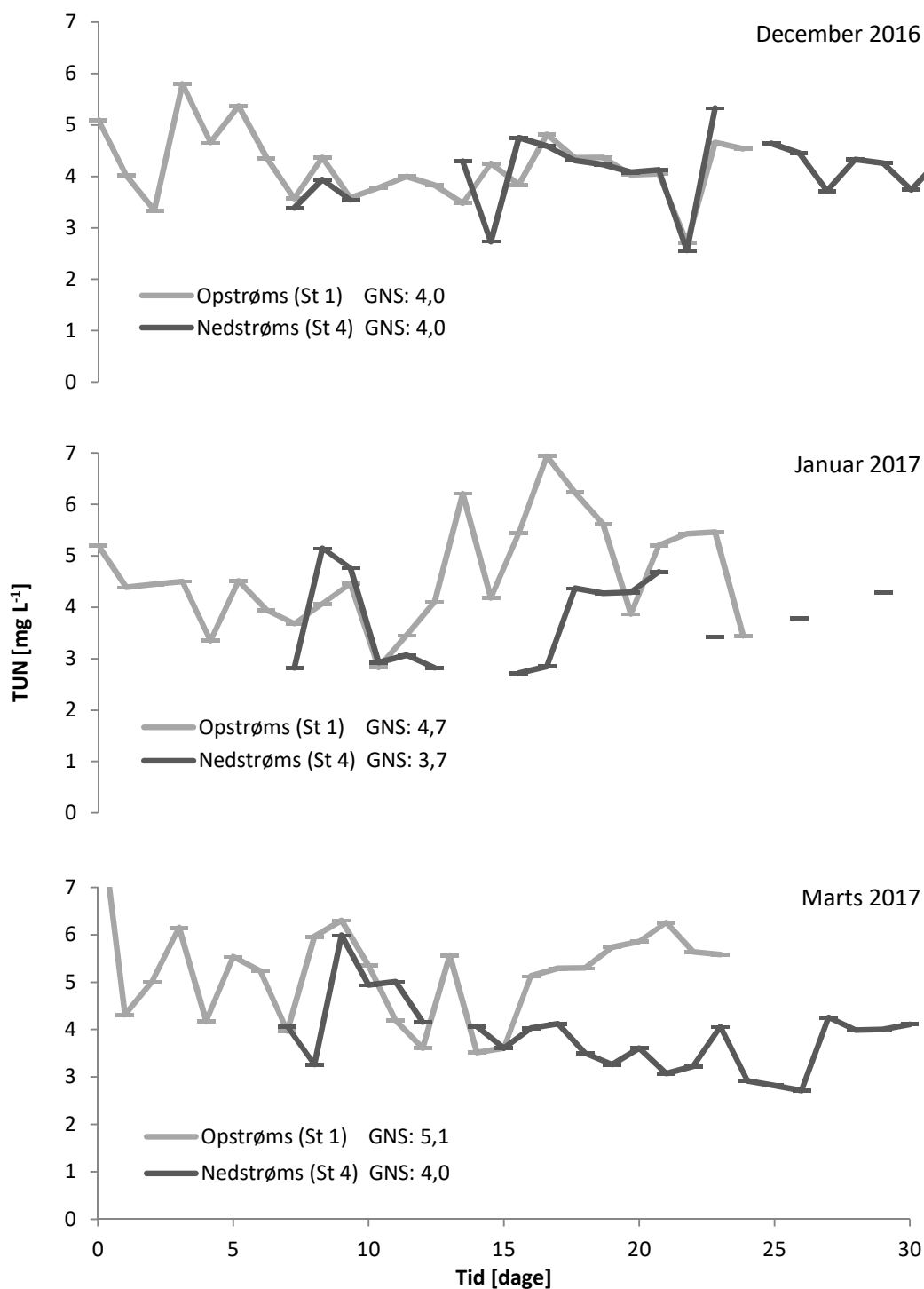
	Dato	Q_{ind} (L/s)	Q_{ud} (L/s)	ΔQ (L/s)
Før	06-10	14	19	5
etablering	03-11	13	22	9
Efter	28-11	-	49	-
etablering	22-12	19	39	21
	23-01	-	29	-
	20-02	26	65	39
GNS		18±6	37±18	19±3
GNS pr. km ² opland		5±2	8±4	3±2

Mængden af total uorganisk N (TUN) (NH₄⁺-N, NO₃⁻-N og NO₂⁻-N) hhv. umiddelbart opstrøms og nedstrøms for Torsted Sø kan ses i figur 5.1, der viser prøver taget med 14 dages mellemrum. Opstrøms-værdierne er et gennemsnit af prøver taget ved St. 1 og 200 m opstrøms for denne. Hverken før eller efter søen etableres, er der entydigt forskel på koncentrationen af kvælstof mellem st. 1 og 5. Ved målestationen 1800 m nedstrøms for søen, der modtager vand fra et markant større opland (17,5 km²), er koncentrationen af kvælstof 30±10 % højere end ved søen, både før og efter etableringen.



Figur 5.1: Koncentrationen af total uorganisk N [mg L^{-1}] i vandprøver taget ved St. 1, St. 4 og 1800 m nedstrøms for Torsted Sø, før og efter søen etableres. Der er ca. 14 dage mellem datoerne. Fejllinjer angiver standardafvigelsen af tre prøver.

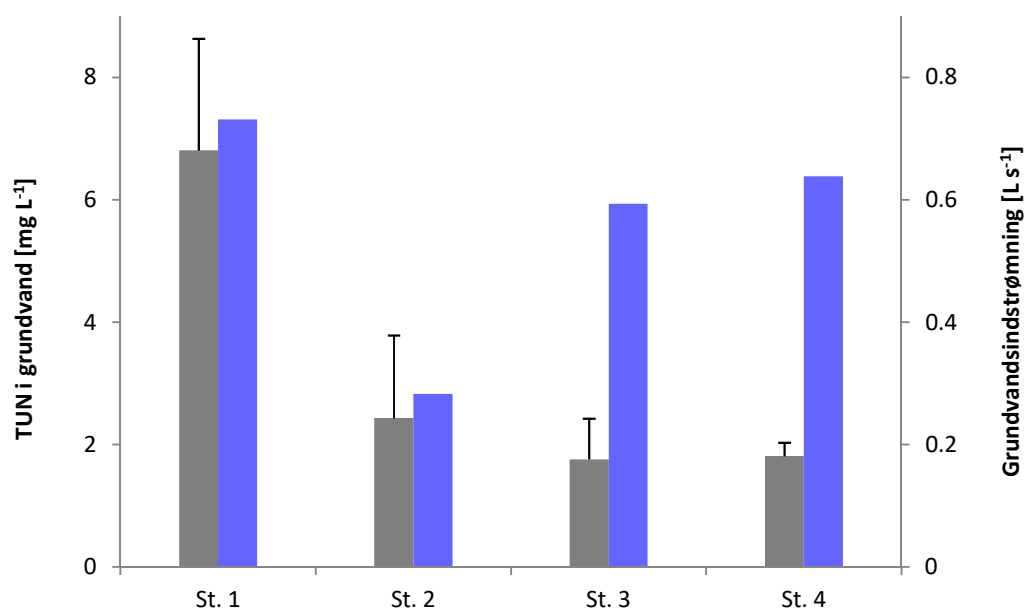
Figur 5.2 viser tilsvarende målinger taget med autosamplers i december, januar og marts, samt de gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer fra vandprøverne op- og nedstrøms i de tre måleperioder. Prøverne nedstrøms er forskudt med opholdstiden i søen, så det er det samme vand, der måles på. I december, kort tid efter søens anlæggelse, er der ikke signifikant forskel i koncentrationen af kvælstof opstrøms og nedstrøms for søen, men i både januar og marts er der signifikant forskel. I januar er der udsving i, om koncentrationen af TUN er højest op- eller nedstrøms, men den gennemsnitlige koncentration er ca. 1 mg L^{-1} mindre nedstrøms for søen. I marts ligger koncentrationen af TUN tæt indtil slutningen af marts, hvor koncentrationen nedstrøms er omkring 2 mg L^{-1} (30 %) lavere, hvilket fører til en gennemsnitlig koncentration, der ligeledes er ca. 1 mg L^{-1} mindre nedstrøms for søen.



Figur 5.2: Koncentrationen af total uorganisk N [mg L⁻¹] i vandprøver taget med autosamplers opstrøms (St. 1) og nedstrøms (St. 4) for Torsted Sø. Hvert punkt angiver den gennemsnitlige døgnkoncentration. De målte data fra stationen nedstrøms er forskudt frem med søens opholdstid (7 dage), således at det er det samme vand, der måles på opstrøms og nedstrøms. Der er signifikant forskel i de gennemsnitlige koncentrationer opstrøms og nedstrøms i januar og marts. Huller i måleserierne skyldes tekniske problemer.

5.2 Indsivning af grundvand og kvælstof i grundvandet

Figur 5.3 viser volumen af grundvand, der strømmer ind i Torsted Sø ved de fire målestationer, samt indholdet af total uorganisk kvælstof i grundvandet, målt i piezometerrør ved de fire stationer. Der er relativt stor forskel på koncentrationen af kvælstof i grundvandet ved de fire målestationer.



Figur 5.3: Indholdet af total uorganisk kvælstof (TUN) i grundvandet (grå), og mængden af grundvand, der strømmer ind i Torsted Sø pr. sekund (blå) ved de fire målestationer. Fejllinjerne angiver standardafvigelsen for prøver fra 8 måledage.

5.3 Estimeret kvælstoffjernelse

Den beregnede og målte kvælstoffjernelse er vist i tabel 5.2. Værdierne er summen af kvælstoffjernelse i søen og det overrislede område, samt effekten af ekstensivering af området på 8 kg N ha⁻¹. Der tilføres vand og kvælstof fra Torsted Bæk, grundvand samt via atmosfærisk deposition. Kvælstoffjernelsen i søen er begrænset pga. det forholdsvis korte opholdstid, og der fjernes derfor kun 12 % af det kvælstof, der kommer ind i søen. Den største kvælstoffjernelse kommer fra det overrislede område, der i teorien fjerner 50 %.

Den største teoretiske kvælstoffjernelse fås ved brug af metode 1, hvor kvælstoffjernelsen beregnes ud fra en teoretisk procentvis fjernelse af kvælstof, samt en modelberegning af kvælstoftilførslen til vådområdet. Da denne metode er strengt teoretisk, er der intet konfidensinterval. Metode 2 anvender ligeledes en teoretisk bestemt procentvis fjernelse af det tilførte kvælstof, men mængden af kvælstof, der tilføres området måles, og da denne er lavere end den teoretisk beregnede, bliver kvælstoffjernelsen tilsvarende lavere. Kvælstoffjernelsen bestemt ved massebalance (metode 3) er lavere end ved de to øvrige metoder.

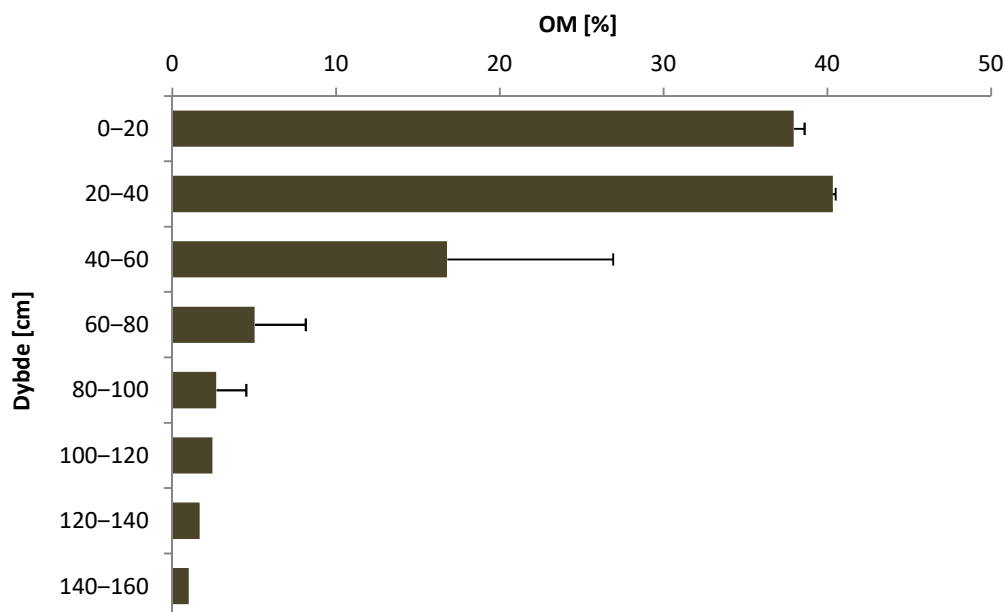
Fælles for metode 2 og 3 er, at disse værdier er beregnet ud fra en målt kvælstoftilførsel til vådområdet, og at kvælstoffjernelsen derfor er udtrykt med et konfidensinterval.

Tabel 5.2: Kvælstoffjernelsen bestemt vha. tre metoder: Den første hvor både N-tilførsel og -fjernelse er beregnet, den anden hvor tilførslen er målt, og fjernelsen er beregnet, samt den tredje hvor både tilførsel og fjernelse er målt. Konfidensinterval angiver standardafvigelsen.

Metode		Kvælstoffjernelse	
N-tilførsel	N-fjernelse	kg N ha ⁻¹	t N år ⁻¹
Lign. 4.3	Lign. 4.4	80	3,3
Målt	Lign. 4.4	59±29	2,4±1,2
Målt	Målt	42±21	1,4±0,7

5.4 Organisk materiale og kvælstof i jorden

Indholdet af organisk materiale i jorden ved tre af målestationerne kan ses på figur 5.4. Indholdet falder fra ca. 40 % i de øverste 40 cm til under 2 % ved 140–160 cm dybde. Den markant standardafvigelse i intervallet 40–60 skyldes, at overgangen fra topjord til sand sker i dette interval. På figur 5.5 ses den tydelige overgang fra den øverste halve meter topjord til sandet nedenunder. Den gennemsnitlige koncentration af total uorganisk kvælstof (TUN) i de øverste 20 cm topjord fra de fire stationer er 3,3±0,3 kg ha⁻¹.



Figur 5.4: Indholdet af organisk materiale (OM) i jorden i % af tørstof. Jorden er analyseret i dybdeintervaller på 20 cm. Fejllinjer angiver standardafvigelsen mellem prøver fra st. 2, 3 og 4. Fra en dybde på 100–160 cm er der kun indsamlet data fra st. 4.



Figur 5.5: Fotos af hhv. det nye, mæandrerende forløb ved indløbet, og den dybe del af Torsted Sø, hvor topjorden er gravet af. Bemærk den tydelige overgang mellem topjord og sand.

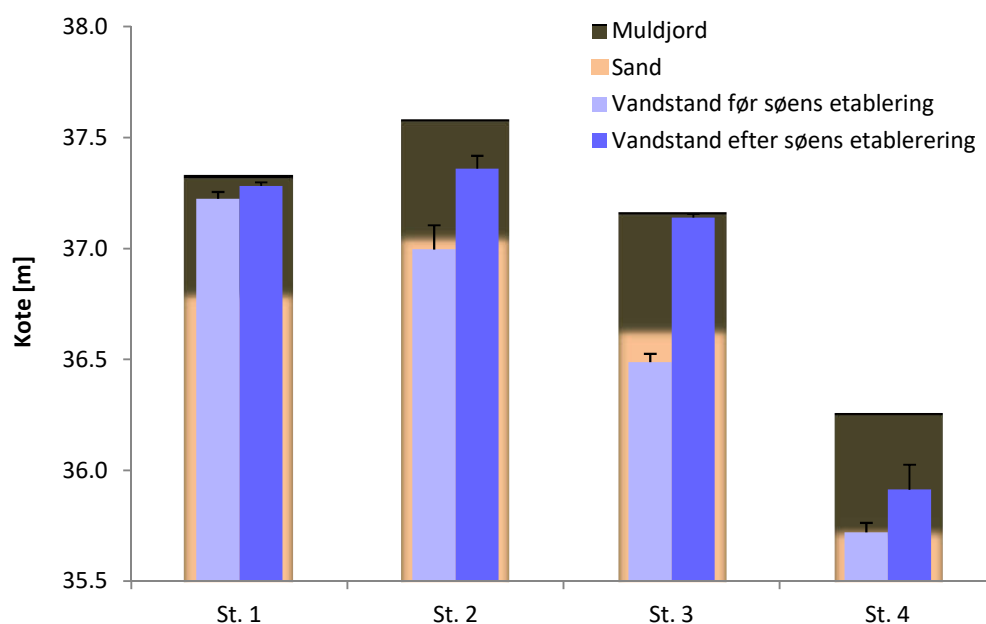
Fordelingen af N-fraktionerne i vandet fra Torsted Bæk (St. 1 og 4), grundvandet (piezometerrør) og i topjorden er vist i tabel 5.3. I bækken og grundvandet er der mest nitrat, og i jorden er der mest ammonium. Nitrit udgør en minimal del af TUN i alle prøverne.

Tabel 5.3: Fordelingen af uorganiske fraktioner af N i Torsted bæk, grundvand og topjord. Alle værdier er i procent af TUN.

	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_2^- - \text{N}$
Bæk	95	5	1
Grundvand	76	23	1
Jord	29	70	1

5.5 Grundvandsstand

Den gennemsnitlige grundvandsstand for de fire målesteder kan se på figur 5.6. Grundvandsstanden er steget ved alle stationerne efter søens anlæggelse. Den laveste stigning ses ved st. 1, som allerede inden området oversvømmes var næsten vandmættet. Ved st. 2 er vandstanden stadigvæk et stykke under terræn, på trods af en stigning på ca. 40 cm. Den største stigning ses ved st. 3, der ligger få meter fra det oversvømmede areal, og derfor er fuldstændigt vandmættet. Ved st. 4, der ligger udenfor det overrislede område, er grundvandet ca. 1,5 m lavere end ved de øvrige stationer, og der ses kun en begrænset stigning i grundvandsstanden, der hovedsageligt skyldes vandstandsstigningen i ét af rørene (Bilag A).

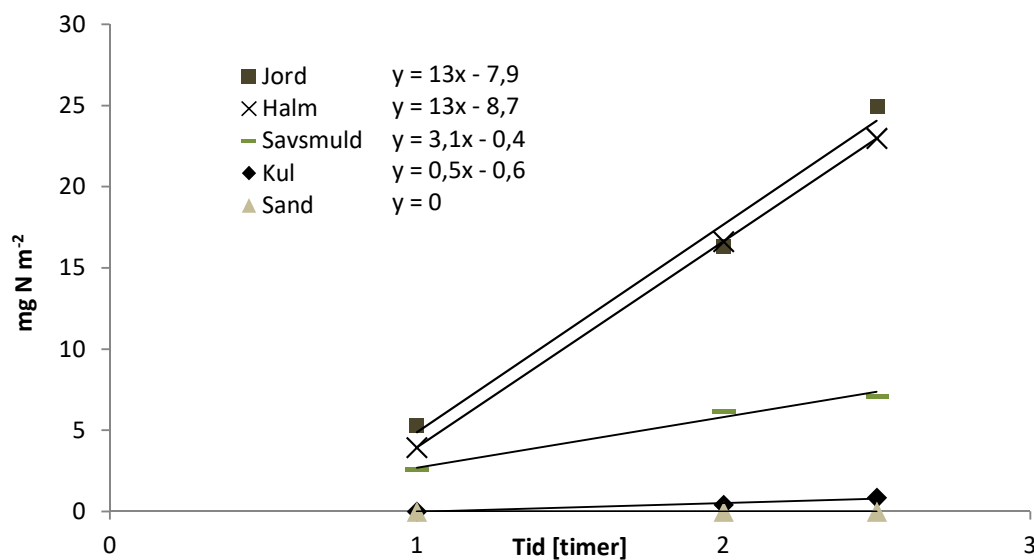


Figur 5.6: Højden på terræn og grundvand ift. DNN ved de fire målesteder. De blå søjler repræsenterer et gennemsnit af grundvandsstanden i tre piezometerrør for hvert målested, før og efter søens anlæggelse. Fejllinjerne angiver standardafvigelsen for målinger fra de tre måledage før søen etableres og 7 måledage efter. Typen af jord op til terræn kan ses bag søjlerne. Tykkelsen af muldjordslaget er en tilnærmelse, da den reelle tykkelse varierer med ca. $\pm 0,1$ m.

5.6 Denitrifikationspotentiale og sedimentationsrate

DNP for fem forskellige substrater ses i figur 5.7. Jord og halm har de højeste denitrifikationsrater på $13 \text{ mg N m}^{-2} \text{ time}^{-1}$. Savsmuld har en lav denitrifikationsrate på $3,1 \text{ mg N m}^{-2} \text{ time}^{-1}$, og der er næsten ingen denitrifikation med kul og sand. Da substraterne er tilsat KNO_3 , og målingerne er foretaget ved stuetemperatur, er denitrifikationen markant højere end ved naturlige forhold.

Kvælstoffjernelsen er også udregnet som μg pr. g substrat pr. time, og er for topjord, halm og kul hhv. 1,0, 3,6 og 0,1. Halm som substrat har altså et markant højere DNP ift. topjord, når det måles pr. gram substrat, pga. den lave vægt.



Figur 5.7: Hældningen på tendenslinjen angiver raten af denitrifikation målt som mængden af kvælstof i milligram pr. kvadratmeter, der fjernes i timen.

Sedimentationsraten bestemt vha. sedimentationsfælder kan ses i tabel 5.4. For hver station angives massen af sediment (TS) og OM, der ville sedimenteres i søen, hvis hele søen havde samme sedimentationsrate som ved den specifikke station. Sedimentationsraten i mm TS er beregnet under antagelse af en massefylde på 1 g cm^{-3} .

Tabel 5.4: Årlig sedimentationsrate af TS i Torsted Sø, bestemt vha. sedimentationsfælder.

	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	GNS
Sediment [ton ha^{-1}]	146	38	129	121	108 ± 48
OM [ton ha^{-1}]	42	28	26	39	34 ± 8
Sediment [mm]	15	4	13	12	11 ± 5

6. Diskussion

6.1 Hvor meget kvælstof fjernes

Af de tre metoder til bestemmelse af kvælstoffjernelsen giver den første, strengt teoretiske metode den største kvælstoffjernelse. De to øvrige metoder, der er helt/delvist baseret på målte værdier af kvælstofkoncentration og vandføring, giver begge en lavere kvælstoffjernelse, men med et stort konfidensinterval pga. usikkerhed i estimeringen af den gennemsnitlige vandføring. Den anden metode, der benytter målte værdier af kvælstoftilførsel til at estimere kvælstoffjernelsen, giver et realistisk bud på en årlig kvælstoffjernelse, da der tages højde for sæsonvariationen i kvælstoftilførslen. Selvom der kun benyttes måledata fra september til marts, er kvælstoffjernelsen beregnet med den tredje metode ligeledes udtryk for et årligt gennemsnit, da kvælstoffjernelsen i søer er relativt konstant gennem året. Denne metode underestimerer dog sandsynligvis kvælstoffjernelsen, da der inden etableringen af søen ikke var denitrifikation i betydelig grad, og området derfor endnu ikke havde opnået det fulde potentiale i måleperioden.

Det er derfor sandsynligt, at kvælstoffjernelsen vil stige i løbet af det første år, ligesom det var tilfældet ved Vilsted Sø, den største sø i Nordjylland. Vilsted Sø blev reetableret i 2006 som 450 ha sø og 743 ha våd eng. I årene både før og efter søen blev reetableret, blev koncentrationen af næringsstoffer i udløbet til limfjorden målt kontinuerligt. Før reetableringen var den gennemsnitlige koncentration af TN 9 mg N L^{-1} , og efter reetableringen faldt denne værdi til 4 mg N L^{-1} i løbet af det første år (Hoffmann og Bidstrup, 2016). Det antages derfor, at den reelle kvælstoffjernelse fra Torsted Sø vådområde vil komme til at ligge omkring $60\text{--}80 \text{ kg N ha}^{-1}$, altså lidt under det beregnede i den tekniske forundersøgelse (84 kg N ha^{-1}) (Limfjordsrådet, 2011).

Windolf et al., (1996) fandt gennemsnitlige denitrifikationsrater i 16 danske lavvandede søer på $0,8\text{--}7 \text{ mg N m}^{-2} \text{ time}^{-1}$. DNP for topjord og halm er altså væsentligt højere end hvad der normalt måles i almindeligt sediment, pga. de ideelle forhold i laboratoriet. Det høje DNP med topjord og halm som substrat skyldes mængden af labilt kulstof, og det store overfladeareal på substratet. Til sammenligning har savsmuld et højt indhold af kulstof, men en stor del af dette er svært nedbrydeligt lignin, der ikke er direkte tilgængeligt for denitrificerede bakterier. Kulstykkerne har et højt indhold af labilt kulstof, men et meget lavt overfladeareal ift. topjord og halm, og giver derfor en lav denitrifikationsrate. Sandet fra den dybe del af Torsted sø indeholder næsten ingen organisk materiale, og denitrifikationsraten er derfor 0.

Med den samme metode til bestemmelse af DNP fandt Ballantine et al., (2014) denitrifikationspotentialer for sediment bestående af topjord, halm og kul, der er lavere end resultaterne fra denne rapport (Tabel 6.1). Den relativt store forskel i DNP for især halm skyldes, at det testede substrat i denne rapport kun har været i søen i få uger, og der derfor er rigeligt let omsætteligt kulstof tilbage. Ballantine et al., (2014) testede sediment fra fire reetablerede vådområder i år 1 og 3 efter etableringen, og fandt ingen signifikant sammenhæng mellem tid og DNP. Dette indikerer, at den høje denitrifikationsrate med topjord også vil have en effekt på længere sigt.

Tabel 6.1: Denitrifikationspotentialer i $\mu\text{g N g substrat}^{-1} \text{ time}^{-1}$ fra denne rapport og Ballantine et al., (2014).

	Topjord	Halm	Kul
Denne rapport	1,0	3,6	0,1
Ballantine et al., (2014)	0,09	0,03	0,05
Forskel (faktor)	11	144	2

Den lineære stigning i denitrifikation (Figur 5.7) er en stærk indikator for, at acetyleninhiberings metoden er valid (Groffman et al., 2006), og da koncentrationen af $\text{NO}_3\text{-N}$ er høj ift. $\text{NH}_4\text{-N}$ pga. tilsætning af KNO_3 , giver inhiberingen af nitrifikationsprocessen ikke en underestimering af denitrifikationsraten.

6.2 Forslag til forbedring

Med Torsted Sø som udgangspunkt, er det muligt at komme med forslag til hvordan, fremtidige N-vådområder kan optimeres. Ballantine et al., (2014) foreslår at bruge topjord fra det reetablerede vådområde til jordforbedring, da dette kan øge kvælstoffjernelsen ved denitrifikation. Resultaterne fra denne rapport peger i samme retning, da sediment bestående af topjord giver den største positive effekt ift. kvælstoffjernelse. Jordprøver og fotos af de udgravede dele af vådområdet viser et højt indhold af OM i det øverste jordlag, og et kraftigt fald i OM med dybden. I jordborsprøver fra Torsted Sø fandt Limfjordsrådet, (2011) også, at den øverste halve meter primært består af muld og tørv, og at det derunder er det rent sand.

Da en stor del af topjorden ved Torsted Sø fjernes, ville det være en fordel, at fjerne 10–20 cm ekstra sand fra den opgravede, dybe del af søen, og erstatte dette med topjord fra området. Dermed vil sedimentet komme til at bestå af topjord med et højt DNP, i stedet for sand. Det lave indhold af OM i den udgravede del af søen, har en markant negativ effekt på søens evne til at fjerne kvælstof, da der selv under optimale forhold ikke kunne måles denitrifikation i sandet. Den dybe del udgør en fjerdedel af søens samlede areal, så søens kvælstoffjernelse vil kunne øges med 25 %. Dette svarer dog kun til en stigning på 3 % for hele vådområdet, da det meste kvælstof fjernes i det overrislede område.

Uden tilføjesen af topjord eller andet substrat til Torsted Sø, vil der med tiden sedimentere nok organisk materiale i det dybe område, til at denitrifikation kan foregå. På baggrund af sedimentationsraten bestemt med sedimentationsfælder vil der, pga. naturlig

sedimentation, gå 7 ± 3 år, inden massen af sediment er lige så stor, som ved tilføjelse af 15 cm topjord, og under samme forudsætning vil der gå 10 ± 2 år for at opnå en tilsvarende masse af OM, uden at tage højde for biologisk omsætning. Uden tilføjelse af substrat vil der altså gå en årrække, inden søen naturligt opnår den maksimale denitrifikation. På trods af få målinger af sedimentationsraten, der ikke er fordelt på året, stemmer resultaterne godt overens med sedimentationsraten i Suldrup Sø, en 8 ha lavvandet sø, 3 km NNV for Torsted Sø. Klausen et al., (2016) fandt en gennemsnitlig sedimentationsrate på 11 mm år^{-1} i Suldrup sø, sammenlignet med den gennemsnitlige sedimentationsrate i Torsted Sø på $11 \pm 5 \text{ mm år}^{-1}$.

6.3 Vandføring, grundvandsindstrømning og kvælstof i bæk og grundvand

Den store forskel i vandføring imellem måledatoerne skyldes forskel i mængden af nedbør. Denne usikkerhed er årsag til den forholdsvis store usikkerhed i beregningen af kvælstoffjernelsen i området.

Den markante stigning i vandføring fra indløbet til udløbet af søen skyldes både at oplandsarealet stiger med 25 %, samt at der tilføres vand til søen fra grundvand og i mindre grad fra nedbør, der falder direkte på søen. Forskellen i vandføring pr. km^2 opland fra indløb til udløb er på $3 \pm 2 \text{ L/s}$. Fratrækkes mængden af nettonedbør, der falder direkte på søen ($0,5 \text{ L/s}$ (Grant et al., 2009)), er resultatet sammenligneligt med den målte grundvandsindstrømning på $\sim 0,6 \text{ L/s}$. Forskellen på de to mål for den samme værdi kan skyldes det lave antal målinger af både vandføring og grundvandsindstrømning, samt at der er stor variation i vandføringen alt efter hvornår der måles, og i grundvandsindstrømningen, afhængigt af hvor i søen, der måles.

Koncentrationen af kvælstof i søen er gennemsnitligt omkring $4 \text{ mg TUN pr. liter}$ i de målte perioder. Dette stemmer godt overens med resultater fra Windolf et al., (1996), der fandt en gennemsnitlig årlig koncentrationen på $3 \pm 1 \text{ mg pr. liter}$ i 16 danske søer, der er sammenlignelige med Torsted Sø. Den marginalt højere koncentration i Torsted Sø skyldes med god sandsynlighed, at der kun er målt i vinterhalvåret, hvor der udvaskes mere kvælstof.

Der er som forventet ikke forskel i koncentrationen af kvælstof i vandet opstrøms og nedstrøms for søen inden etableringen. Men efter etableringen er der i vandprøverne, der er indsamlet hver anden uge, heller ikke entydigt mindre kvælstof nedstrøms for søen. Dette kan skyldes, at prøverne op- og nedstrøms er taget parvis den samme dato, og det dermed ikke er det samme vand, der måles på pga. søens opholdstid. Ved målestationen 1800 m nedstrøms for søen er koncentrationen af kvælstof omkring 30 % højere end ved søen, både før og efter etableringen. På strækningen bliver der altså udledt mere kvælstof pr. liter vand, end der gør fra søens oplandsareal, der udgør ca. 25 % af oplandsarealet til st. 1800.

Ved at tage højde for vandets opholdstid i målingerne indsamlet med autosampler, ligger koncentrationen af kvælstof i prøverne taget op- og nedstrøms i december (få dage

efter søens anlæggelse) meget tæt, og der er ingen signifikant forskel mellem de to sæt prøver. Dette skyldes, at denitrificerende bakterier endnu ikke er mangfoldige, samt en relativt lav middeltemperatur i december på 4,6 °C. I januar er der dog signifikant forskel i kvælstofkoncentrationen, hvilket indikerer, at der fjernes kvælstof fra vådområdet en måned efter anlæggelsen, på trods af en endnu lavere middeltemperatur på 1,3 °C i januar (DMI, 2017). I marts er der ligeledes signifikant mindre kvælstof i vandet nedstrøms for søen.

Forskellen i kvælstofindhold i grundvandet mellem de fire stationer skyldes muligvis prøvetagningsmetoden. Ifølge Hoffmann et al., (2014) skal piezometerrøret tømmes for grundvand, således at der kan løbe frisk grundvand ind, inden prøven tages. Dette er ikke blevet gjort, og dermed introduceres en usikkerhed. Dette kan føre til en fejlvurdering af mængden af kvælstof, der føres til søen via grundvand, og dermed hvor meget kvælstof, der fjernes ved denitrifikation. Men da der ikke er omsætning i nævneværdig grad i piezometerrøret, og bidraget fra grundvandet udgør under 5 % af den samlede kvælstoftilførsel, er det ikke en stor fejlkilde.

6.4 Kvælstof i jorden, N-fraktioner og grundvandsstand

Indholdet af TUN i topjorden ved Torsted Sø er sammenlignelig med andre danske vådområder. Gudum, (2012) fandt koncentrationer af TUN på $2,2 \pm 0,6$, $4,7 \pm 1,4$ og $1,8 \pm 1,4$ kg N ha⁻¹ i hhv. Poulstrup, Restrup og Østerådalen, tre våde enge omkring Aalborg. Dette er væsentligt mindre end i landbrugsjord i Danmark, der typisk indeholder 20-300 kg N ha⁻¹, afhængigt af årstid og gødskningsforhold (Knudsen et al., 2000). Det lave indhold af kvælstof i jorden ved Torsted Sø indikerer, at området ikke har været gødet i en årrække, og at det overskydende kvælstof dermed er udvasket eller forsvundet ved denitrifikation.

Andelen af nitrat i jorden er markant lavere end i både overfaldevandet og grundvandet, da nitrat i jorden hurtigt optages af planter og denitrificeres. I bækken nitrificeres ammonium til nitrat ved tilstedeværelse af ilt, og derfor er 95 % af TUN i bækken nitrat.

Ved st. 1, 2 og 3, der overrisles med overfladevand, er vandstanden steget, da områderne ikke længere drænes. Ved st. 1, er vandet ikke steget mere end nogle få centimeter, men da vandstanden i forvejen var lige under tærren, er jorden nu næsten fuldstændigt vandmættet. Dette giver ideelle betingelser for denitrifikation, da området hurtigt bliver iltfrit, og vandet kan strømme frit igennem jordmatricen.

Jordprøver, billeder af det nye, mæandrerende forløb, samt jordboringer fra Limfjordsrådet, (2011) viser, at de øverste 30–50 cm jord ved st. 1, 2 og 3 er muldjord, der har et højt indhold af organisk materiale, og at jorden derunder består af silt og sand. Før vandstandsstigningen løb vandet ved st. 2 og 3 derfor gennem et jordlag uden organisk materiale, og dermed uden nævneværdig denitrifikation. Efter den relativt store vandstandsstigning er ~25–50 cm muldjord vandmættet ved st. 2 og 3. Det høje indhold af organisk materiale og lave indhold af kvælstof tyder på tilstedeværelsen af denitrificerede bakterier i dette muldlag. Dermed er det sandsynligt, at overrislingen af området omkring søen vil føre til en markant øget denitrifikation. Ved st. 4 er vandstanden ikke steget betydeligt, da søen

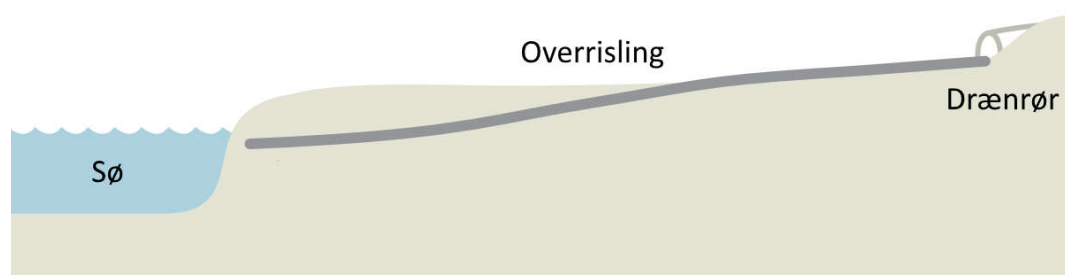
effektivt dæmmes op, så vandet strømmer via det genslyngede forløb.

6.5 Sideeffekter ved vådområder

I forbindelse med reetablerede vådområder kan der opstå afledte effekter. Fosforudvaskning er et eksempel på en negativ sideeffekt, men der er også positive effekter såsom reduktion af klimagasudledning.

Om der frigives eller tilbageholdes fosfor afhænger i høj grad af hvor meget jernbundet fosfor, der findes i jorden forud for reetablering, og typen af vådområde. Vådområder i ådale med periodevis oversvømmelse af de omkringliggende arealer har generelt en betydelig fosforretention, hvorimod vådområder, der overrisles med dræn- og grøftevand (Figur 6.1), kun tilbageholder fosfor i ringe grad, og i nogle tilfælde har en netto udvaskning af fosfor (Eriksen et al., 2014). I Vilsted sø, som blev reetableret i 2006, var den gennemsnitlige udvaskning af total fosfor 2,8 tons år^{-1} i gennemsnit for 2004 og 2005. Denne steg til 10 tons i gennemsnit for de to efterfølgende år, efter reetableringen (Hoffmann, 2011). Hvis det betænkes at bruge topjord til at opnå en højere denitrifikation, er det derfor anbefalelsesværdigt at undersøge indholdet af fosfor i jorden, da de iltfrie forhold, der er fordelagtige for fjernelsen af kvælstof, kan føre til en øget udvaskning af jernbundet fosfor. Ifølge Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse om kriterier for vurdering af kommunale kvælstof- og fosforvådområder, må en forøget fosforudledning fra kvælstofvådområder ikke have en negativ effekt (Naturstyrelsen, 2016).

I konstruerede, oversvømmede vådområder har pesticider generelt en meget lav nedbrydningshastighed (Budd et al., 2011). Derfor ligger det største reduktionspotentiale i at reducere transporten af pesticider fra dyrkede arealer til overfladevand. Vådområder, der overrisles, har dermed et større reduktionspotentiale end oversvømmede vådområder. Elsaesser et al., (2011) fandt, at vådområder med overrislet vegetation har en tilbageholdelseeffektivitet af pesticider på over 90 %. Koblet med en lang nedbrydningshastighed, er der altså risiko for, at der kan ske en opkoncentrering i overrislede vådområder (Eriksen et al., 2014).



Figur 6.1: Overrisling af et vådområde ved afbyrdelse af drænrør. Redigeret fra Hoffmann et al., (2013).

Formålet med at genslynge vandløb i ådale og genskabe søer er ofte at nedsætte næringsstofbelastningen nedstrøms vha. sedimentation og denitrifikation. Men naturgenopretningen giver også mulighed for, at tørlagte moser og enge kan erstattes af mere op-

rindelig natur og karakteristiske arter (Larsen et al., 2007). Dette medfører en forøgelse af biodiversiteten ift. den tidligere arealanvendelse, og reetablerede vådområder kan samtidigt fungere som spredningskorridorer i højere grad end drænede landbrugsarealer (Kjærgaard og Hoffmann, 2013). Vådområder, der etableres på omdriftsarealer, vil dog ofte hurtigt danne artsfattige højstaudesamfund med almindelige arter såsom tagrør og dunhammer, der klarer sig godt i et næringsrigt miljø. Hvis der fortsat tilføres næringsstoffer, og der er langt til potentielle spredningskilder, fastholdes denne naturtype (Eriksen et al., 2014; Larsen et al., 2007).

Ud over reduktionen af kvælstoftilførslen til vandløb, søer og åbne vande, vil reetablerede vådområder også reducere udledningen af klimagasser. Ifølge modelberegninger vil vådområder med en tidligere arealanvendelse på 75 % græsning og 25 % omdrift, give en effekt af lattergas, metan, energiforbrug og kulstoflagring på hhv. 4,7, -6,9, 1,1 og 32 ton CO₂-ækv ha⁻¹, svarende til en nettoreduktion på ca. 31 ton CO₂-ækv ha⁻¹ (Eriksen et al., 2014). En anden klimatilpasning, der bliver mere aktuel i fremtiden, er udjævning af afstrømningsbelastninger, der ellers ville kunne forårsage oversvømmelser ved kraftige nedbørshændelser (Kjærgaard og Hoffmann, 2013).

7. Konklusion

Vådområdet Torsted Sø fjerner kvælstof allerede få måneder efter reetableringen, på trods af lav biologisk aktivitet og temperatur i vintermånederne. Ud fra målinger af vandføring og kvælstofindhold, ligger kvælstoffjernelsen på omkring 40 kg N pr. hektar pr. år i det første kvartal efter reetableringen. Det er ca. halvt så meget som forventet ift. modelberegninger fra denne rapport, den tekniske forundersøgelse og detailprojektrapporten for vådområdet. Vådområdet lever dermed på nuværende tidspunkt ikke op til Naturstyrelsens grænseværdi på 90 kg N pr. hektar. Dog er det sandsynligt, at kvælstoffjernelsen vil stige i løbet af det første år til omkring 60–80 kg N pr. hektar pr. år, da dette niveau er forventeligt med den mængde af kvælstof, der tilføres vådområdet.

Til optimering af vådområdets denitrifikationspotentiale, giver jordforbedring med topjord og halm den største effekt, og da der pga. udgravning af Torsted Sø er 5 ha topjord i overskud, vil det være økonomisk fordelagtigt, at bruge dette. I så fald vil kvælstoffjernelsen i søen kunne forbedres med 25 %, hvilket svarer til en forbedring på 3 % for hele vådområdet. Effekten vil vare i 7–10 år, før der pga. naturlig sedimentation i søen vil være opnået et tilsvarende lag af sediment og organisk materiale. Effekten vil derfor være begrænset for Torsted Sø vådområde, men for andre projekter med større sø-areal, er det muligt, at jordforbedring bedre kan betale sig.

Den største kvælstoffjernelse ved Torsted Sø vådområde sker som følge af vandsstandsstigningen, der har ført til et højere denitrifikationspotentiale i hele området. Da det øverste jordlag, der er velegnet som substrat til denitrificerende bakterier, er blevet helt og delvist vandmættet i store områder, vil vådområdet givetvis fjerne mere kvælstof end før reetableringen. På trods af en markant vandsstandsstigning på over 0,5 meter i projektområdet, er arealet umiddelbart nedstrøms for vådområdet upåvirket.

Bibliografi

- Ballantine, Kate A. et al. (2014). „Stimulating nitrate removal processes of restored wetlands“. I: *Environmental Science and Technology* 48.13, s. 7365–7373.
- Bastviken, Sofia (2006). *Nitrogen removal in treatment wetlands – Factors influencing spatial and temporal variations*. 1. udg. Linköping University.
- Bastviken, Sofia et al. (2005). „Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus“. I: *Ecological Engineering* 25.2, s. 183–190.
- Beauchamp, E G, J T Trevors og J W Paul (1989). „Carbon Sources for Bacterial Denitrification“. I: *Advances in Soil Science*. Springer New York, s. 113–142.
- Budd, Robert et al. (2011). „Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed wetlands“. I: *Chemosphere* 83.11, s. 1581–1587.
- DMI (2017). *Danmarks Meteorologiske Institut. Vejrarkiv. Dato: 15-03-2017*. URL: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/vejrarkiv/>.
- Elsaesser, David et al. (2011). „Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: Application of the toxic units approach“. I: *Ecological Engineering* 37.6, s. 955–962.
- Eriksen, Jørgen, Poul Nordemann Jensen og Brian H Jacobsen (2014). *Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering*. Tek. rap. 52. DCA.
- FAOSTAT (2017). *Inputs: Agri-environmental Indicators, Land. Dato: 24-02-2017*. URL: <http://www.fao.org/faostat/en/#compare>.
- Grant, Ruth, Gitte Blicher-Mathiesen og Peter Mejlhede Andersen (2009). „Ny lokal beregning af nettonedbør“. I: *Vand og Jord* 16.3, s. 104–108.
- Groffman, Peter M. et al. (2006). „Methods for measuring denitrification: Diverse approaches to a difficult problem“. I: *Ecological Applications* 16.6, s. 2091–2122.
- Gudum, Pernille (2012). *Emission af drivhusgasser fra våde enge*. Langt afgangspjækt, Aalborg Universitet, Sektion for Miljøteknologi.
- Hoffmann, Carl Christian (2011). „Vådområder til kvælstoffjernelse“. I: *Temadag på SDU: Fosforfældning, bassiner, vådområder? SDU*.
- Hoffmann, Carl Christian og Annette Baattrup-Pedersen (2007). „Re-establishing freshwater wetlands in Denmark“. I: *Ecological Engineering* 30.2, s. 157–166.
- Hoffmann, Carl Christian og Jørgen Bidstrup (2016). „Lake Vilsted 10 years after re-establishment“. I: *Wetland-Science and Society: knowledge transfer, conservation conflicts and restoration management*. IGB.

- Hoffmann, Carl Christian et al. (2005a). *Overvågning af effekten af reablerede vådområder*. Tek. rap. 19. DMU.
- Hoffmann, Carl Christian et al. (2005b). *Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2005*. Tek. rap. 576. DMU.
- Hoffmann, Carl Christian et al. (2013). *Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder*. Tek. rap. DCE.
- Hoffmann, Carl Christian et al. (2014). *Overvågning af effekten af reablerede vådområder*. Tek. rap. W01. DCE.
- Kadlec, R H og S Wallace (2008). *Treatment Wetlands, Second Edition*. 2. udg. CRC Press.
- Kjærgaard, Charlotte og Carl Christian Hoffmann (2013). *Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand*. Tek. rap. DCE og DCA.
- Klausen, Christian Schel et al. (2016). *Ecological Assessment and Options for Lake Restoration - A case study of Suldrup lake*. Semester rapport, Aalborg Universitet, Miljøteknologi CST.
- Knudsen, Leif, Hans Spelling Østergaard og Ejnar Schultz (2000). *Kvælstof - et næringsstof og et miljøproblem*. Landbrugets Rådgivningscenter, s. 111.
- Koops, J G, O Oenema og M L Van Beusichem (1996). „Denitrification in the top and sub soil of grassland on peat soils“. I: *Plant and Soil* 184, s. 1–10.
- Kristensen, Michael Dalby og Dennis Søndergård Thomsen (2016). *Vådområdeprojekt Torsted Sø detailprojekt*. Tek. rap. Rambøll.
- Land, Magnus et al. (2016). „How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review“. I: *Environmental Evidence* 5.9.
- Larsen, Signe Nepper et al. (2007). „Moserne og de ferske enge“. I: *Naturen i Danmark - Det Åbne Land*. 1. udg. Gyldendal. Kap. 4.
- Limfjordsrådet (2011). *Torsted Sø - Teknisk forundersøgelse af vådområde*. Tek. rap.
- LU, Songliu et al. (2009). „Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands“. I: *Journal of Environmental Sciences* 21.8, s. 1036–1043.
- Madigan, Michael T et al. (2012). *Brock Biology of Microorganisms*. 13. udg. Pearson.
- Miljøministeriet (2016). *Kvælstof- og fosforvådområder*. Dato: 28-12-16. URL: <http://svana.dk/vand/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/den-kommunale-vaadomraadeindsats/>.
- Muff Hansen, Jens (1998). *Vandmiljøplan II - Genopretning af Vådområder 2. Hydrologi, stofomsætning og opmåling*. 1. udg. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Naturstyrelsen (2014). *Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021*. Tek. rap. Miljøministeriet.
- (2016). *Bekendtgørelse om kriterier for vurdering af kommunale kvælstof- og fosforvådområder*, BEK nr 575 af 02/06/2016.
- NOVANA (2016). *Atmosfærisk deposition 2015*. Tek. rap. 204. DCE.
- Ovesen, Niels Bering (2003). *Teknisk anvisning for gennemførelse og beregning af vandføringsmålinger*. Tek. rap. DMU.
- Sand-Jensen, Kaj (2013). „De Ferske Vandes Forurening“. I: *Naturen i Danmark - De Ferske Vande*. 1. udg. Gyldendal. Kap. 3, s. 47–68.

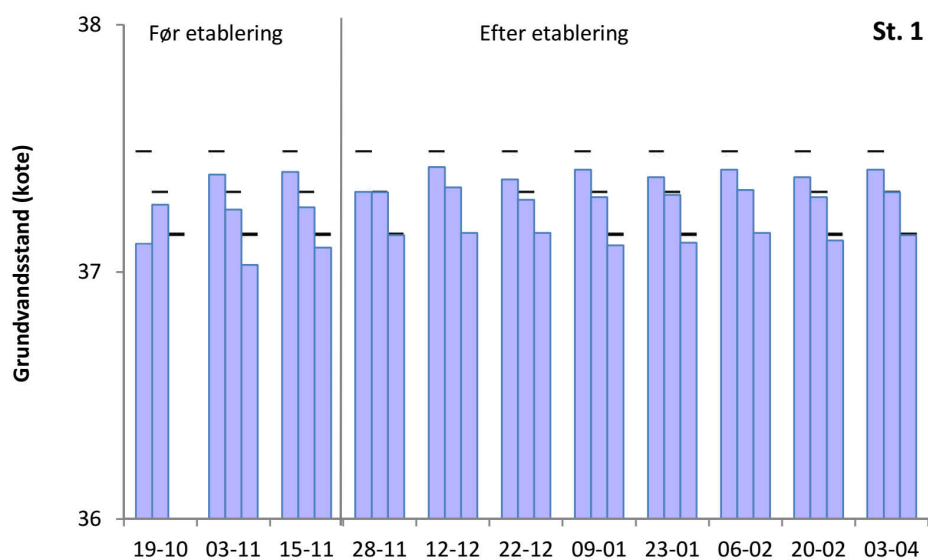
- Schwinn, Michael et al. (2016). „Survival of Migrating Sea Trout (*Salmo trutta*) Smolts During Their Passage of an Artificial Lake in a Danish Lowland Stream“. I: *River Research and Applications* 32.10.
- Sirivedhin, Tanita og Kimberly A. Gray (2006). „Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies“. I: *Ecological Engineering* 26.2, s. 167–181.
- Thomsen, Anja Thrane Hejselbæk (2017). *Personlig kommunikation d. 16. marts 2017*. Erhvervs PhD, Institut for Byggeri og Anlæg, Aalborg Universitet & Orbicon.
- Tiedje, James M, Stephen Simkins og Peter M Groffman (1989). „Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods“. I: *Plant and Soil* 115.2, s. 261–284.
- Wiberg-Larsen, Peter et al. (2015). *Vandløb 2014*. 165. DCE.
- Windolf, Jørgen et al. (1996). „Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes“. I: *Biogeochemistry* 33.1, s. 25–44.
- Windolf, Jørgen et al. (2016). „Successful reduction of diffuse nitrogen emissions at catchment scale: Example from the pilot River Odense, Denmark“. I: *Water Science and Technology* 73.11, s. 2583–2589.

A. Grundvandsstand i piezometer-rør

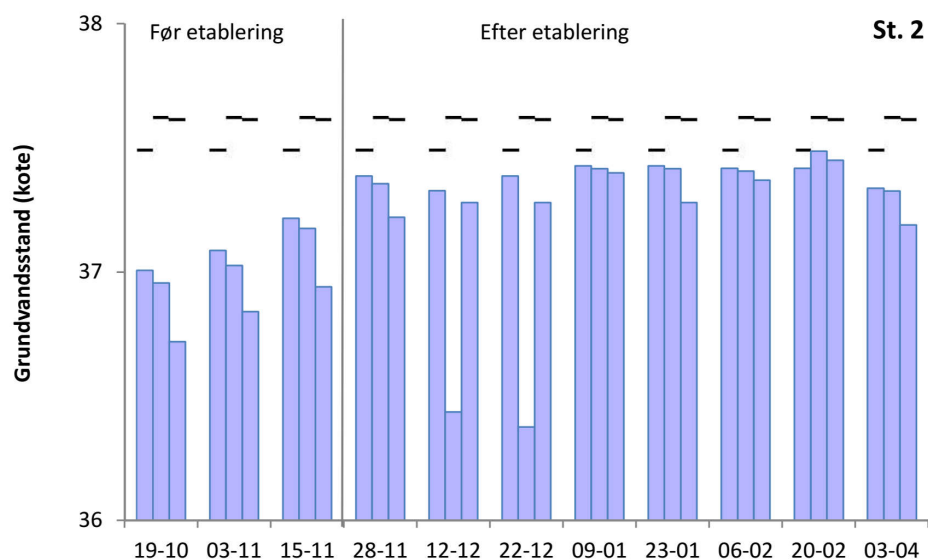
Ved station 1, 2 og 4 er grundvandsstanden målt i tre piezometerør, der er placeret vinkelret på søen/bækken (Figur A.1, A.2 og A.4). Dermed ses hældningen på grundvandet imellem rørene. I alle tre tilfælde falder grundvandsstanden ned mod vandet (fra venstre mod højre på figurene), da vandet drænes ud mod overfladevandet. Ved st. 4 stiger vandstanden i det yderste rør pludseligt midt i december, og falder gradvist igen indtil februar, hvor vandstanden igen er konstant, ca. 30 cm over vandstanden inden søens etablering. Dette kan hænge sammen med, at der på det tidspunkt blev spredt et lag jord fra den udgravede del af søen ud på den mark. Ved de to øvrige rør er vandet steget under 5 cm ift. før søens etablering.

Ved station 1 stiger vandstanden kun ved de to rør tættest ved søen, og ved station 2 stiger vandet ved alle tre rør. Ved station 4 stiger vandet pludseligt ved røret længst fra bækken, og vandstanden falder gradvist i løbet af et par måneder. Denne stigning falder sammen med udlægning af godt en halv meter jord (det fjernede materiale fra den dybe del af søen) på marken hvor de tre piezometerør står.

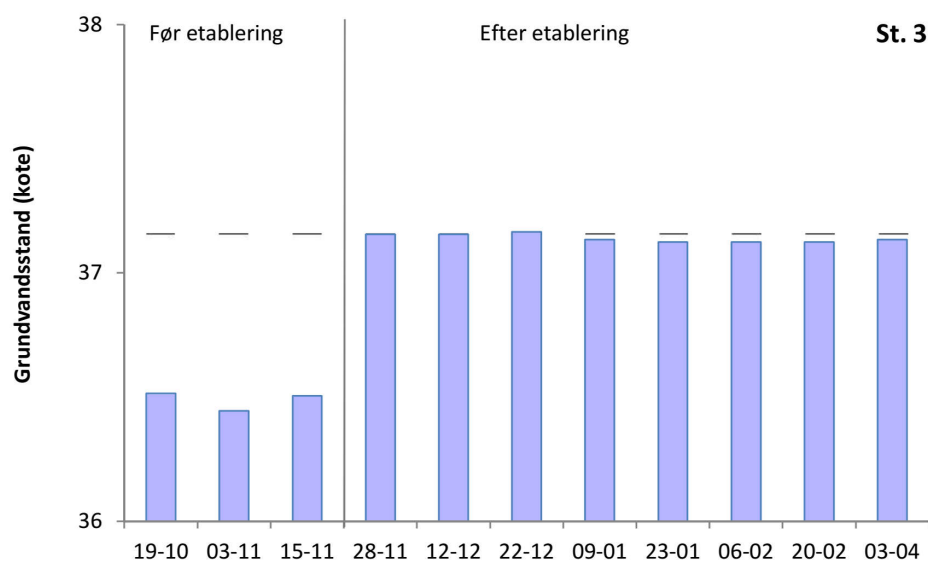
Figur A.3 viser data fra st. 3, hvor der kun er ét piezometerør. Stigningen er meget markant umiddelbart efter søens etablering, og grundvandet står helt oppe ved terræn, da piezometerøret er placeret tæt ved søens overflade.



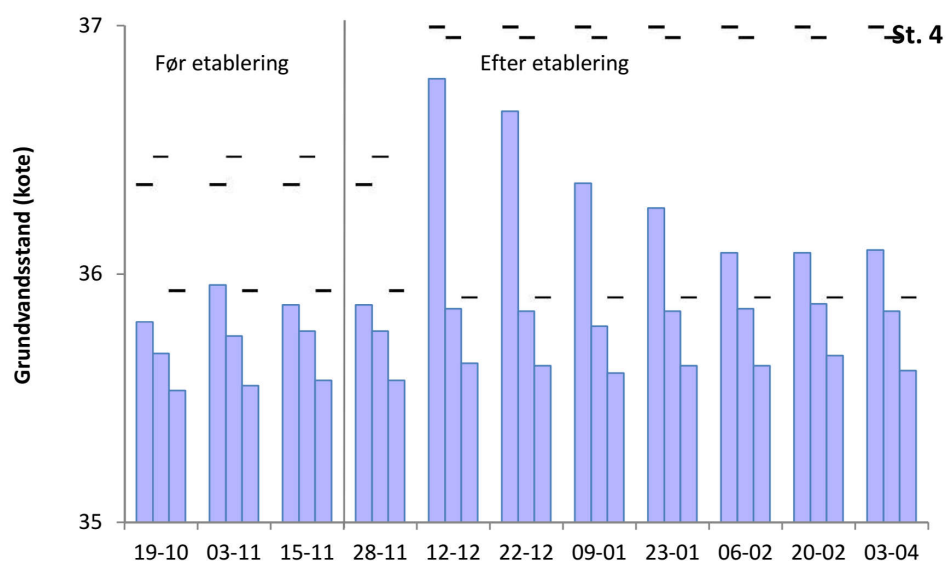
Figur A.1: Højden på grundvandet ift. DNN ved st. 1. Søjlerne repræsenterer et gennemsnit af grundvandsstanden i tre piezometerrør for hvert målested, i løbet af de tre måledage inden søen etableres og 7 måledage efter søens etablering. Den gennemsnitlige terrænkote er vist over søjlerne.



Figur A.2: Højden på grundvandet ift. DNN ved st. 2. Søjlerne repræsenterer et gennemsnit af grundvandsstanden i tre piezometerrør for hvert målested, i løbet af de tre måledage inden søen etableres og 7 måledage efter søens etablering. Den gennemsnitlige terrænkote er vist over søjlerne.



Figur A.3: Højden på grundvandet ift. DNN ved st. 3. Søjlerne repræsenterer et gennemsnit af grundvandsstanden i tre piezometerrør for hvert målested, i løbet af de tre måledage inden søen etableres og 7 måledage efter søens etablering. Den gennemsnitlige terrænkote er vist over søjlerne.



Figur A.4: Højden på grundvandet ift. DNN ved st. 4. Søjlerne repræsenterer et gennemsnit af grundvandsstanden i tre piezometerrør for hvert målested, i løbet af de tre måledage inden søen etableres og 7 måledage efter søens etablering. Den gennemsnitlige terrænkote er vist over søjlerne.