

**Titel:** Undersøgelse af Nols sø med henblik på restaurering ved anvendelse af Pax-15 og Phoslock™ til fosforfældning

**Forfatter:** Maria Kristensen

**Projektperiode:** 01-09-2009 til 11-06-2010

**Vejledere:** Kaj Henriksen og Peter Roslev

**Antal oplag:** 5

**Antal sider:** 82

**Antal appendix:** 4

Aalborg, d. 11. juni 2010

---

Maria Kristensen



## Sammenfatning

Nærværende projekt har til formål at evaluere anvendelsen af fældningsmidlerne Pax-15 og Phoslock til inaktivering af den interne fosforpulje i sedimentet i Nols sø, Nordjylland. Desuden estimeres bidraget af fosfor og kvælstof fra de eksterne kilder til søen, og den procentvise fordeling af de eksterne kilder vurderes for at kunne afgøre, hvilke kilder der skal reduceres, for at opnå en reduktion i koncentrationen af fosfor og kvælstof i Nols sø.

Ifølge Vandrammedirektivet fra 2000, skal det danske vandmiljø i senest 2015 have opnået mindst god økologisk tilstand. Den økologiske tilstand i Nols sø kan klassificeres som værende dårlig, med en middel sommer sigtdybde på 39cm og en gennemsnitlig koncentration af total fosfor og kvælstof på hhv. 132µg P/L og 2600µg N/L. Vandkvaliteten blev forværret under den hårde vinter 2009/2010, hvor et 30cm tykt isdække forårsagede et iltsvind i søen og deraf fiskedød, hvor ca. 120kg døde fisk, primært fredsfisk men også enkelte rovfisk, blev fjernet.

Iversen, 2009 opstillede i april 2009 en række mesokosmer i Nols sø, for at teste fældningsmidlerne Pax-15 og Phoslock™ in situ (mesokosmosforsøg I). Pax-15 og Phoslock™ blev tilsat i koncentrationer på hhv. 222mL Pax-15/m<sup>2</sup> og 400g Phoslock™ /m<sup>2</sup>. Grundet den store opblomstring af planteplankton i april 2009, sås der ingen umiddelbar effekt af fældningsmidlerne på fosforkoncentrationen i mesokosmerne. Efter monitoringen af mesokosmosforsøg I blev genoptaget d. 12/10-2009, viste mesokosmerne tilsat fældningsmidler en forbedring i sigtdybden på ca. 57% i forhold til referencemesokosmerne. Indholdet af total fosfor i vandfasen var faldet ca. 67-84% i mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ i forhold til i referencemesokosmerne.

Efter færdigmonitoringen af mesokosmosforsøg I blev mesokosmerne, i november 2009, flyttet 5m længere ud i søen, for at undgå vækst af makrofyter i mesokosmerne, som blev observeret i mesokosmosforsøg I. Der blev tilsat Pax-15 og Phoslock™ i samme koncentrationen som i mesokosmosforsøg II og desuden blev der testet en kombinationsbehandling, hvor der først blev tilsat 44,4mL Pax-15/m<sup>2</sup> og dagen efter 400g Phoslock™ /m<sup>2</sup>. Der sås straks en effekt af fældningsmidlerne da disse var blevet tilsat på det optimale tidspunkt sent efterår, hvor det meste fosfor i vandfasen var på uorganisk form. 2 uger efter isen var brudt (d. 7/4-2010), sås en forbedring i sigtdybden på 80% i mesokosmerne tilsat fældningsmidler i forhold til kontrolmesokosmerne. Der sås desuden et fald i koncentrationen total fosfor i mesokosmerne tilsat fældningsmidler på ca. 79-88% i forhold til kontrolmesokosmerne. Ud fra frigivelsesraterne målt i hhv. mesokosmosforsøg I og mesokosmosforsøg II, ses der ikke nogen konkret indikation på, hvilket fældningsmiddel, der bedst binder orthofosfat. Der er dog indikationer på, at en kombinationsbehandling med både Pax-15 og Phoslock™, binder orthofosfat bedre end en behandling med kun ét fældningsmiddel. Grunden hertil kan være, at der ved en kombinationsbehandling både er et lag af Pax-15 og Phoslock™, der binder orthofosfat. Derved er chancen for at binde, den fra sedimentet, frigivne orthofosfat større. Det skal dog siges, at hvis den til kombinationsbehandlingen tilsatte Pax-15 hurtigt skal kunne udfælde orthofosfat og planteplankton, skal der tilsættes en højere koncentration end de 44,4mL Pax-15/m<sup>2</sup>, der anvendtes i nærværende projekt. Denne koncentration af Pax-15 var ikke høj nok til at opklare vandfasen, som set i mesokosmerne med kun Pax-15 tilsat.

Det anbefales at anvende Phoslock™ til inaktivering af den interne fosforpulje i Nols sø. Grunden til dette er, at der er for mange ulemper ved brugen af Pax-15 i forhold til Phoslock™. Pax-15 er svær at dosere i fuldskala, idet der skal tages højde for pH-ændringer i vandfasen efter tilsætning. En pH-justering af opløsningen med Pax-15, som udført ved in situ forsøgene i nærværende projekt, er udelukket i storskala, på grund af for stor varmeudvikling og flokdannelse, der kan skade doseringspumperne. Pax-15 kan være toksisk ved pH-værdier lavere end 6 og højere end 8. Det er derfor nødvendigt at pH-justere Pax-15 opløsningen før tilsætning ved evt. anvendelse aluminat, for at

undgå toksiske virkninger af produktet. I nærværende projekt er der fundet indikationer på, at Pax-15 kan have en hæmmende effekt på nedbrydningen af organisk materiale i sedimentet. Det er også en mulighed, at laget af de dannede aluminiumflokke (0,5-1cm) kan skabe en fysisk barriere, som har indflydelse på gennemtrængningen af ilt. Fordelen ved at anvende Pax-15 er, at det er ca. dobbelt så billigt som Phoslock™. Dog opvejer ulemperne fordelen ved anvendelse af dette produkt.

I nærværende projekt er det fundet, at for at få koncentrationen af total fosfor i vandfasen under  $100\mu\text{g P/L}$ , er det nødvendigt at reducere bidraget af fosfor fra hhv. overløbsbygværket, der aflaster spildevand til søen under ekstreme regnhændelser, og fra de befæstede arealer, der afstrømmer til søen. Det skal understreges at bidraget af kvælstof også har en indflydelse på opblomstringen af planteplankton i søen, idet det for Nols sø ikke er entydigt om det er fosfor eller kvælstof, der er begrænsende for væksten af planteplankton. Derfor kan det også være en god ide at reducere bidraget fra landbrugsarealerne, der via boldbanernes dræn, afstrømmer til Nols sø.

Det foreslås at etablere et vådt regnvandsbassin på en del af arealet på parkeringspladsen syd for Nols sø. Herigennem anbefales det at lede afstrømningen fra hhv. de separat kloakerede områder, de befæstede arealer samt landbrugsarealerne ved at omlægge drænet under boldbanerne. Et veldimensioneret vådt regnvandsbassin er i stand til at fjerne 55-65% af den tilførte total fosfor og 30-35% af den tilførte total kvælstof, før vandet drænes langsomt ud til søen. Desuden er det en god ide på sigt, med tanke på de fremtidige klimaændringer, at udvide retentionstanken, hvortil spildevandet fra overløbsbygværket tilløber, således det tilbageholdte volumen spildevand øges.

Efter en reduktion af næringsstofbidraget fra de eksterne kilder til Nols sø, kan en tilsætning af Phoslock™ foretages. Phoslock™ anbefales at tilsættes i efteråret, hvor det meste fosfor er på uorganisk form. Alternativt kan Phoslock™ tilsættes i forårsperioden før opblomstring af planteplankton. For at reducere bioturbation i sedimentet og øge populationen af zooplankton, anbefales det at kombinere tilsætningen af Phoslock™ med en opfiskning af fredsfisk. Således vil den øgede population af zooplankton øge græsningen af planteplankton og derved øge sigtddybden i søen. Hvis de ovenstående tiltag bliver udført indenfor de næste par år, vil den reducerede population af fredsfisk, efter fiskedøden i foråret 2010, muligvis kunne udnyttes som biomanipulation.

## Summary

This project aims to evaluate the application of the precipitation agents Pax-15 and Phoslock™ to inactivation of the internal phosphorus pool in the sediment of lake Nols, Northern Jutland. Also the contribution of phosphorus and nitrogen from the external sources to the lake is estimated to determine, which of the external sources should be reduced in order to achieve a reduction in the concentration of phosphorus and nitrogen in lake Nols.

According to the Water Framework Directive from 2000, the Danish aquatic environment should have achieved at least good ecological quality in 2015. The ecological condition of lake Nols can be classified as poor, with a mean summer secchi depth of 39cm and an average concentration of total phosphorus and nitrogen of 132µg P / L and 2600µg N / L respectively. The water quality in lake Nols aggravated in the harsh winter 2009/2010, where a 30cm thick layer of ice covering the lake, caused an oxygen depletion which caused the death of over 120kg of fish. Mostly zooplanktivorous and benthivorous fish but also a few predators were removed.

In April 2009 Iversen (2009) set up a series of mesocosms at lake Nols to test the precipitation agents Pax-15 and Phoslock™ in situ (mesocosm experiment I). Pax-15 and Phoslock™ was added in concentrations of 222mL Pax-15/m<sup>2</sup> and 400g Phoslock™ /m<sup>2</sup> respectively. Due to the large blooms of phytoplankton in April 2009, there was no immediate effect of the precipitation agents on the phosphorus concentration in the mesocosms. After the resumption of monitoring the mesocosm experiment (12/10-2009), the mesocosms with the added precipitation agents showed an improvement in the secchi depth of approx. 57% compared to the reference mesocosms. The content of total phosphorus in the water phase was decreased approx. 67-84% in the mesocosms where Pax-15 and Phoslock™ was added compared to the reference mesocosms.

After the finishing of the mesocosm experiment I, the mesocosms were, in November 2009, moved 5m further out into the lake to prevent growth of macrophytes in the mesocosms, which was observed in mesocosm experiment I. Pax-15 and Phoslock™ were added in the same concentration as in mesocosm experiment I. Also a combination treatment was tested, which was first added 44.4 mL Pax-15/m<sup>2</sup> and one day after 400g Phoslock™ /m<sup>2</sup> was added. There was an immediate effect of the precipitation agents since they were added at the optimal time in late autumn, when most of the phosphorus in the water phase was in inorganic form. 2 weeks after the ice was broken (7/4-2010), there was an improvement in the secchi depth of 80% in the mesocosms with the added precipitation agents in relation to reference mesocosms. There was also a decrease in total phosphorus concentrations in the mesocosms with the added precipitation agents around approx. 79-88% compared to reference mesocosms. From the release rates measured in mesocosm experiment I and II respectively, no concrete indication of which precipitant that binds orthophosphate the best, was seen. However, there are indications that a combination treatment with both Pax-15 and Phoslock™ binds orthophosphate better than a treatment with only one precipitation agent. The reason may be that a combination treatment has a layer of Pax-15 and Phoslock™ that binds orthophosphate. Thereby the chance of binding the released orthophosphate is bigger. It must be said that if the added Pax-15 to the combination treatment should be able to clear up the water phase, the concentration must be higher than the one used in this project.

The use of Phoslock™ is recommended to inactivation of the internal phosphorus pool in lake Nols. The reason for this is, that there are too many disadvantages in using Pax-15 compared to Phoslock™. Pax-15 is difficult to dose in full-scale, taking into account the pH changes in the water phase after the addition. A pH adjustment of the solution with Pax-15, as done in the mesocosm experiments in this project, is excluded on a large scale because of excessive heat and flock formation, which can damage the dosing pumps. Pax-15 can be toxic at pH values lower than 6 and higher than 8. An adjustment of

pH before addition to the water phase is therefore necessary. The adjustment can be carried out with the use of aluminate to avoid the toxic effects of the product. In this project there are found indications that Pax-15 may have an inhibitory effect on the degradation of organic matter in the sediment. It is also a possibility that the layer of the formed aluminum flocks (0.5-1cm) may create a physical barrier, affecting the penetration of oxygen. The advantage of using Pax-15 is that it is about twice as cheap as Phoslock™. However, the disadvantages outweigh the advantage of using Pax-15.

In this project, it is found that for concentrations of total phosphorus in water phase below 100µg P / L, it is necessary to reduce the contribution of phosphorus from the overflow, which leads the wastewater effluent into the lake during extreme rainfall events. The contribution of phosphorus in run-off from the roads to the lake should be reduced as well. It should be emphasized that the contribution of nitrogen also has an influence on the growth of phytoplankton in the lake since it is not clear if it is phosphorus or nitrogen that are limiting for the growth of phytoplankton in lake Nols. Therefore, it can also be a good idea to reduce the contribution of nutrients from the agricultural land, which runs through the drainage system to lake Nols.

It is proposed to establish a wet rainwater basin on a part of the land in the parking lot south of lake Nols. Through this, it is recommended to lead runoff from the separately sewered areas, run-off from the roads and parking lots and the water from the agricultural land by altering the drainage pipe. A well-dimensioned wet rainwater basin is able to remove 55-65% of the total phosphorus and 30-35% of the total nitrogen in the inflowing water, before the water is slowly drained into the lake. Furthermore, when thinking of the future climate changes, it is a good idea to expand the retention tank in which wastewater from the overflow is entering, so the volume of wastewater that can be withheld, is increased.

After a reduction of the contribution of nutrients from the external sources to lake Nols, an addition of Phoslock™ can be made. It is recommended to add Phoslock™ in the autumn, when most of phosphorus is in inorganic form. Alternatively Phoslock™ can be added in the spring before the bloom of phytoplankton. To reduce bioturbation in the sediment and increase the population of zooplankton, it is recommended to combine the addition of Phoslock™ with an uptake of zooplanktivorous fish. Thus, the increased population of zooplankton increases grazing of phytoplankton and thereby increases the secchi depth of the lake. If the steps above are performed in the next few years, the reduced population of zooplanktivorous fish due to the fish death in the spring of 2010 may be used as biomanipulation.

## Forord

Denne rapport er udarbejdet som langt afgangsprøve over 9. og 10. semester på civilingeniøruddannelsen under K-studienævnet, kemi-, miljø- og bioteknologi ved Aalborg Universitet. Projektet er gennemført under samarbejde mellem Aalborg Universitet og Jammerbugt Kommune.

Rapporten indeholder en undersøgelse af vandkvaliteten i Nols sø, en evaluering af fosforfældningsmidlerne Pax-15 og Phoslock™ som restaureringsmetode samt et estimat af de eksterne næringsstofkilder. Resultaterne herfor er sammenholdt med resultater fra to tidligere afgangsprøve fra Aalborg Universitet udarbejdet i 2009 af hhv. Louise Iversen og Jonas D. Larsen.

Referencer er udført i henhold til Harvardmetoden [Forfatter, årstal]. Rapporten er inddelt i afsnit og underafsnit. Disse er nummereret fortløbende således, at afsnittet er tildelt et nummer og underafsnittene yderligere et nummer. Figurer og tabeller er ligeledes nummereret fortløbende i forhold til det afsnit, de er placeret i. I appendix findes beskrivelse af prøvetagning af de forskellige vand- og sedimentkerner, beskrivelse af materialer og metoder til de, i projektet, anvendte analyser, skitse over overløbsbygværk i Saltum, en forstørret udgave af en oversigt over de eksterne næringsstofkilder til Nols sø, som også findes i afsnit 3 i rapporten samt en tabel over sigtdybde og makrofyttæthed i Nols sø og mesokosmerne i mesokosmosforsøg I. På vedlagte CD-rom findes de, til beregningerne foretaget i projektet, anvendte excelark samt billeder taget under projektperioden.

Rapporten henvender sig til vejledere fra Aalborg Universitet og Jammerbugt Kommune samt andre med interesse indenfor sørestaurering.

Sluttelig takkes følgende personer for gode råd, ekspertise og informationer samt materialer ved etableringen af opstillingen i Nols sø:

- Henrik Damsgaard og Allan Eskesen, Vand og natur ved Jammerbugt Kommune
- Katrine Haagensen, Forsyning ved Jammerbugt Kommune
- Per Guldvang, Driftschef på Sigsgaards Renseanlæg ved Jammerbugt Kommune
- Louise Iversen og Jonas D. Larsen, tidligere afgangsstuderende ved Aalborg Universitet
- Helle Blendstrup, Laborant ved Aalborg Universitet
- Kaj Henriksen og Peter Roslev, lektorer ved Aalborg Universitet





## Indholdsfortegnelse

|                                                                                                                     |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1. Indledning.....</b>                                                                                           | <b>3</b>  |
| <b>2. Problemformulering.....</b>                                                                                   | <b>4</b>  |
| 2.1 Projektets løsningsstrategi.....                                                                                | 4         |
| <b>3. Analyse af projektlokalitet - Nols Sø .....</b>                                                               | <b>6</b>  |
| 3.1 Projektlokalitet .....                                                                                          | 6         |
| 3.2 Tilstanden i Nols sø .....                                                                                      | 9         |
| 3.2.1 Kemisk træghed .....                                                                                          | 13        |
| 3.2.2 Biologisk træghed.....                                                                                        | 14        |
| 3.3 Eksterne kilder .....                                                                                           | 16        |
| <b>4. Anvendelsen af fældningsmidlerne Phoslock™ og Pax-15 i forbindelse med restaurering af søer .....</b>         | <b>21</b> |
| 4.1 Aluminiumklorid .....                                                                                           | 21        |
| 4.1.1 Dosering samt tilsætning af aluminiumklorid til søer .....                                                    | 22        |
| 4.2 Phoslock™ .....                                                                                                 | 23        |
| 4.2.1 Dosering samt tilsætning af Phoslock™ til søer .....                                                          | 24        |
| <b>5. Undersøgelser foretaget i projektet.....</b>                                                                  | <b>25</b> |
| 5.1 Undersøgelse af vandkvaliteten i Nols sø .....                                                                  | 25        |
| 5.2 Iltprofil og næringstilstand i vandfasen under ekstreme vinterforhold.....                                      | 25        |
| 5.3 Estimering af bidrag fra eksterne kilder.....                                                                   | 27        |
| 5.3.1 Kloak/overløb .....                                                                                           | 28        |
| 5.3.2 Boldbaner.....                                                                                                | 29        |
| 5.3.3 Privat hus .....                                                                                              | 30        |
| 5.3.4 Landbrug.....                                                                                                 | 30        |
| 5.3.5 Afstrømning fra befæstede arealer .....                                                                       | 31        |
| 5.4 Mesokosmosforsøg I - Monitering af mesokosmer fra april 2009 .....                                              | 33        |
| 5.5 Mesokosmosforsøg II - Monitering af mesokosmer fra november 2009.....                                           | 35        |
| 5.6 Effekt af Phoslock™ og Pax-15 på iltforhold.....                                                                | 37        |
| <b>6. Resultater .....</b>                                                                                          | <b>38</b> |
| 6.1 Undersøgelse af vandkvaliteten i Nols sø .....                                                                  | 38        |
| 6.2 Iltprofil og næringstilstand i vandfasen under ekstreme vinterforhold.....                                      | 43        |
| 6.3 Estimering af bidrag fra eksterne kilder.....                                                                   | 46        |
| 6.3.1 Kloak/overløb .....                                                                                           | 46        |
| 6.3.2 Boldbaner.....                                                                                                | 46        |
| 6.3.3 Private huse .....                                                                                            | 47        |
| 6.3.4 Landbrug.....                                                                                                 | 48        |
| 6.3.5 Afstrømning fra befæstede arealer .....                                                                       | 48        |
| 6.4 Mesokosmosforsøg I - Monitering af mesokosmer fra april 2009 .....                                              | 50        |
| 6.4.1 Densitet, organisk indhold og total fosfor i sedimentet.....                                                  | 50        |
| 6.4.2 Effekt af fældningsmidlerne på orthofosfat frigivelsen fra sedimentet.....                                    | 51        |
| 6.4.3 Sammenligning af frigivesesrater målt på søjler udtaget fra mesokosmer hhv. d. 5/5-2009 og d. 11/11-2009..... | 53        |
| 6.4.4 Effekt af Pax-15 og Phoslock™ på vandkvaliteten.....                                                          | 54        |
| 6.5 Mesokosmosforsøg II - Monitering af mesokosmer fra november 2009 .....                                          | 57        |
| 6.5.1 Densitet, organisk indhold og total fosfor i sedimentet.....                                                  | 58        |

|                                                                                                                      |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 6.5.2 Effekt af fældningsmidlerne på orthofosfat frigivelsen fra sedimentet .....                                    | 59        |
| 6.5.3 Effekt af Pax-15 og Phoslock™ på vandkvaliteten .....                                                          | 60        |
| <b>6.6 Effekt af Phoslock™ og Pax-15 på sedimentets iltforbrug samt fosfor- og kvælstofflux med sedimentet .....</b> | <b>64</b> |
| <b>7. Diskussion .....</b>                                                                                           | <b>66</b> |
| <b>7.1 Vandkvaliteten i Nols sø .....</b>                                                                            | <b>66</b> |
| 7.1.1 Ilt- og næringsstofferforhold i vandfasen i Nols sø under en ekstrem vintersituation .....                     | 67        |
| 7.1.2 Intern fosforbelastning .....                                                                                  | 68        |
| <b>7.2 Kvantificering af de eksterne næringsstofkilder .....</b>                                                     | <b>69</b> |
| <b>7.3 Evaluering af Pax-15 og Phoslock™ .....</b>                                                                   | <b>72</b> |
| 7.3.1 Mesokosmosforsøg I – Opstillet i april 2009 .....                                                              | 72        |
| 7.3.2 Mesokosmosforsøg II – Opstillet i november 2009 .....                                                          | 75        |
| 7.3.3 Effekt af Pax-15 og Phoslock™ på sedimentets orthofosfat- og kvælstofflux samt iltforbrug .....                | 78        |
| <b>7.4 Forslag til restaureringplan for Nols sø .....</b>                                                            | <b>78</b> |
| <b>8. Konklusion .....</b>                                                                                           | <b>81</b> |
| <b>9. Referencer .....</b>                                                                                           | <b>83</b> |
| <b>10. Appendix .....</b>                                                                                            | <b>87</b> |
| <b>10.1 Materialer og metoder .....</b>                                                                              | <b>87</b> |
| 10.1.1 Prøvetagning .....                                                                                            | 87        |
| 10.1.2 Sedimentforsøg med orthofosfat flux .....                                                                     | 88        |
| 10.1.3 Orthofosfat fosfor .....                                                                                      | 89        |
| 10.1.4 Total fosfor .....                                                                                            | 90        |
| 10.1.5 Total fosfor i sediment – HCL ekstraktion af gløderest .....                                                  | 91        |
| 10.1.6 Uorganisk kvælstof .....                                                                                      | 91        |
| 10.1.7 Total Kvælstof .....                                                                                          | 92        |
| 10.1.8 Klorofyl a .....                                                                                              | 93        |
| 10.1.9 Tørstof og gløderest .....                                                                                    | 94        |
| 10.1.10 Titrimetrisk bestemmelse af opløst oxygen i vand .....                                                       | 95        |
| 10.1.11 Forsøg med iltforbrug i sediment .....                                                                       | 96        |
| <b>10.2 Skitse over pumpestation, overløbsbygværk og retentionstank .....</b>                                        | <b>97</b> |
| <b>10.3 Kloakering i Saltum samt eksterne kilder til Nols sø .....</b>                                               | <b>98</b> |
| <b>10.4 Sigtdybde og makrofyttæthed – Mesokosmosforsøg I .....</b>                                                   | <b>99</b> |

## 1. Indledning

En stigende eutrofiering af det danske vandmiljø har i de seneste årtier medført en række tiltag i den danske lovgivning for at forbedre den økologiske tilstand. Vandmiljøplan I, II og III er blevet indført for at mindske tilførslen af næringsstoffer til det danske vandmiljø. Vandmiljøplan I og II, som blev indført i henholdsvis 1987 og 1998, havde til formål at reducere tilførslen af kvælstof og fosfor fra spildevand og landbrug. I 2004 blev vandmiljøplan III indført og havde til formål at reducere udledningen af næringsstoffer fra landbruget yderligere. I 2000 vedtog EU Vandrammedirektivet, som har et strammere regelsæt end de danske vandmiljøplaner. Direktivet har til formål at skabe et forbedret vandmiljø ved at fokusere på den økologiske tilstand i vandmiljøet. Ifølge Vandrammedirektivet skal vandmiljøet i senest år 2015 have opnået mindst god økologisk tilstand. [Søndergaard et al, 2003].

Mange danske søer er hårdt ramt af eutrofiering grundet udledning af næringsstoffer fra især spildevand, landbrug og overfladeafstrømning af regnvand fra det omkringliggende opland. Selvom der de fleste steder, på grund af kloakering og tiltag overfor udledningen fra landbruget, ikke udledes samme mængder næringsstoffer til søerne som før i tiden, lider søerne stadig under kraftig eutrofiering. Vandet i søer har generelt en lang opholdstid. Der findes derfor en stor intern næringsstofpulje, som følge af udsedimentering af dødt planteplankton indeholdende store mængder kvælstof og fosfor. Efter udsedimenteringen kan næringsstofferne igen indgå i algecyklus idet de, grundet mineralisering samt skiftende redoxforhold i sedimentet, igen bliver frigivet til vandfasen i uorganisk form, som kan optages af planteplankton. Denne proces kan gentages over en lang periode og derfor ses der ofte kun lille eller ingen effekt af en reduktion af eksterne næringsstokilder. [Sand-Jensen & Lindegaard, 2004], [Jeppesen et al, 1999].

I søer er det ofte fosfor der er det begrænsende næringsstof for væksten af planteplankton, mens kvælstof oftest er i overskud [Søndergaard et al, 2005], [Jeppesen et al, 1999]. Derfor er det ofte nødvendigt at begrænse tilførslen af fosfor fra eksterne kilder for at undgå en for stor koncentration af fosfor i vandfasen. Er nedbringningen af den eksterne fosforbelastning ikke nok, er det nødvendigt med restaureringstiltag, der kan nedbringe og inaktivere den interne fosforpulje i søer. Dette kan eksempelvis gøres ved at øge sedimentets bindingskapacitet overfor fosfor ved at tilsætte jern, calcium eller aluminium som fosfor naturligt binder sig til [Sand-Jensen og Lindegaard, 2004]. Bindingen til jern og calcium er redoxafhængig og under anaerobe forhold i sedimentet, frigives fosfor. Aluminium derimod er ikke afhængig af redoxforholdene og binder fosfor under både aerobe og anaerobe forhold i sedimentet. Aluminium har dog toksiske egenskaber hvis pH kommer under eller over 6-8 (jf. afsnit 4.2). Dosering af aluminium som fædningsmiddel er eksempelvis forsøgt i Sønderby sø på Fyn [Reitzel et al, 2003]. Det er også muligt at øge sedimentets bindingskapacitet overfor fosfor ved at tilføre ilt til jernholdige sedimenter. Dette forhindrer at forholdene bliver anaerobe, således fosfor igen frigives fra bindingerne til jern. Denne metode er eksempelvis blevet anvendt i Hald sø ved Viborg [Jeppesen et al, 1999]. Brugen af disse restaureringsmetoder er dog først mulig når den eksterne tilførsel af næringsstoffer er nedbragt til et acceptabelt niveau.

Nærværende projekt tager udgangspunkt i Nols sø, der er ligger i Saltum i Nordjylland, som projektlokalitet. Nols sø er ramt af eutrofiering og Jammerbugt kommune er i den forbindelse interesseret i at genskabe Nols sø som rekreativt område med stor artsrigdom. Følgende kapitel beskriver kort problemstillingen omkring Nols sø samt formålet med nærværende projekt.

## 2. Problemformulering

Nols sø er stærkt eutrofieret og oplever, at orthofosfat frigives fra sedimentet til vandfasen grundet den store interne fosforpulje, der gennem mange år er vokset på grund af tilledning af næringsstoffer fra et antal eksterne kilder. Søen lever ikke op til de målsætninger, der er beskrevet i regionsplanen fra 2005 om, at sigtdybden i sommerperioden skal ligge mellem 1-1,5m og kan desuden ikke nå de mål der er beskrevet i Vandrammedirektivet om, at vandmiljøet i senest 2015 skal have opnået mindst god økologisk tilstand. [Jammerbugt kommune, 2007]. Derfor er det nødvendigt at fastlægge en restaureringsplan for Nols sø snarest muligt. Derfor har Jammerbugt kommune taget kontakt til Aalborg Universitet for at få undersøgt muligheden for at bruge fosforfældningsmidler til restaurering af søen. I perioden 2008-2009 blev to afgangsprojekter gennemført af studerende på Aalborg Universitet. Dels for at kortlægge de eksterne kilder og estimere bidraget af næringsstoffer herfra og dels for at teste to forskellige fældningsmidler, Pax-15 (aluminiumklorid) og Phoslock™ (modificeret lerprodukt) in situ for at undersøge effekten af disse. Nærværende projekt har til formål at opsamle resultaterne og videreføre undersøgelserne fra disse projekter. Ydermere er formålet at undersøge muligheden for restaurering af Nols sø, ved anvendelse af fosforfældningsmidler til bunds, således der ved projektets afslutning, foreligger en anbefaling til restaurering af Nols sø, som Jammerbugt Kommune kan tage udgangspunkt i. På baggrund af dette, er følgende overordnede spørgsmål opstillet.

1. *Hvordan er den nuværende tilstand i Nols sø?*
2. *Hvordan er mulighederne for restaurering ved anvendelsen af fældningsmidlerne Pax-15 og Phoslock™ med den nuværende tilførsel af næringsstoffer fra de eksterne kilder?*

De overordnede spørgsmål er søgt besvaret ved hjælp af løsningsstrategien beskrevet i afsnit 2.1 herunder.

### 2.1 Projektets løsningsstrategi

De ovenfor opstillede spørgsmål besvares ved hjælp af følgende løsningsstrategi.

For at undersøge den nuværende tilstand i Nols sø, undersøges følgende parametre for vandkvaliteten løbende hen over projektperioden.

- Total fosfor
- Orthofosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ )
- Uorganisk kvælstof i form af ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ )
- Klorofyl a
- Sigtdybde
- Temperatur
- pH

Udover løbende at analysere ovenstående parametre i søen, udtages sedimentprøver, for at undersøge henholdsvis frigivelsen af orthofosfat fra sedimentet, sedimentets iltforbrug, sedimentets densitet og

organisk stof indhold samt indholdet af total fosfor. Den hårde vinter (slutningen af december 2009-marts 2010) har givet mulighed for desuden at undersøge tilstanden i søen, når denne er dækket af is i en periode på ca. 3 måneder. Her måles iltindhold samt næringsstofforhold i vandfasen forskellige steder i søen. Iltindholdet følges herefter ved hhv. top og bund indtil isen bryder.

For at undersøge hvorledes fældningsmidlerne Pax-15 og Phoslock™ kan anvendes som restaureringsmetode til Nols sø, færdigmoniteres de mesokosmer som blev opstillet i april 2009 af Iversen (2009). Efterfølgende flyttes mesokosmerne 5m længere ud i søen, hvor vanddybden er større, for at undgå makrofytter i mesokosmerne. Desuden er laget af kulturslam tykkere, således der potentielt kan frigives mere orthofosfat fra sedimentet. Efter reetablering af de nye mesokosmer testes fældningsmidlerne in situ. Udover test af Pax-15 og Phoslock™ testes desuden en kombinationsbehandling, hvor der først tilsættes en lille mængde Pax-15 og efter udfældning af dette tilsættes Phoslock™. Fældningsmidlernes effekt på sedimentets iltforbrug testes desuden i laboratoriet.

I Larsen (2009) blev det eksterne fosforbidrag til Nols sø estimeret. Her fandtes overløbsbygværket, der leder overløbsvand til Nols sø under ekstreme regnhændelser, at være den største bidrager af fosfor til søen. For at validere det i Larsen (2009) estimerede næringsstofbidrag, måles flow samt næringsstofsammensætning i de største eksterne kilder så vidt det er muligt. Der udarbejdes et estimat af næringsstofbidraget til Nols sø for 2008 og 2009, hvor der var hhv. mange og få overløbstimer fra overløbsbygværket til Nols sø. Dette udføres, for at undersøge, hvor stor en betydning overløbsbygværket har for næringsstofbidraget til søen.

Slutteligt udarbejdes der en anbefaling i forbindelse med en fremtidig restaurering af Nols sø, som Jammerbugt kommune kan tage udgangspunkt i ved udarbejdelsen af en plan for restaurering af Nols sø.

### 3. Analyse af projektlokalitet - Nols Sø

Op til 1978, hvor Saltum by blev kloakeret, har Nols sø modtaget urensset spildevand fra byen. Dette har medført store sedimentaflejringer i søen, der kontinuerligt frigiver næringsstoffer til vandfasen. Følgende afsnit giver en beskrivelse af Nols sø og tilstanden heri siden 1978. Desuden gives en beskrivelse af de eksterne kilder, der tilfører næringsstoffer til søen samt en beskrivelse af den interne fosfor belastning. [Jammerbugt kommune, 2007].

#### 3.1 Projektlokalitet

Nols sø der ligger nordvest for Saltum by i en dalsænkning i Nordjylland er en af de søer i Danmark, der lider under kraftig eutrofiering på grund af mange års tilførsel af næringsstoffer fra oplandet [Jammerbugt kommune, 2007]. Søen dækker et areal på ca. 2,64ha og har en maks. dybde på ca. 2,4m [Miljøcenter Aalborg, 2009]. Søen er en af Nordjyllands eneste naturlige søer og har stor rekreativ værdi for Saltums borgere. Nols sø er dannet under den sidste istid, men det er svært at sige hvordan søen er dannet da de tegn, der normalt indikerer søers oprindelse, er slørede. Fra Nols sø findes der kun et enkelt udløb, Kvanbækken, der er lokaliseret i søens nordvestlige hjørne. Fra søen føres vandet gennem bækken og udløber endeligt i Nordsøen. [Jammerbugt kommune, 2007].

Helt op til 1978 blev urensset spildevand fra Saltum by udledt direkte til søen. Afskæring af tilledningen af urensset spildevand til søen har nedbragt tilførslen af næringsstoffer til søen væsentligt. Tilledningen har dog været skyld i, at der nu ligger et tykt lag kulturslam på søens bund [Iversen, 2009]. Herfra frigives næringsstoffer til vandfasen, som gør, at søen stadig oplever kraftig vækst af planteplankton og fiskedød som følge af iltvind i sommerperioder, som set senest i 2002 [Jammerbugt kommune, 2007].

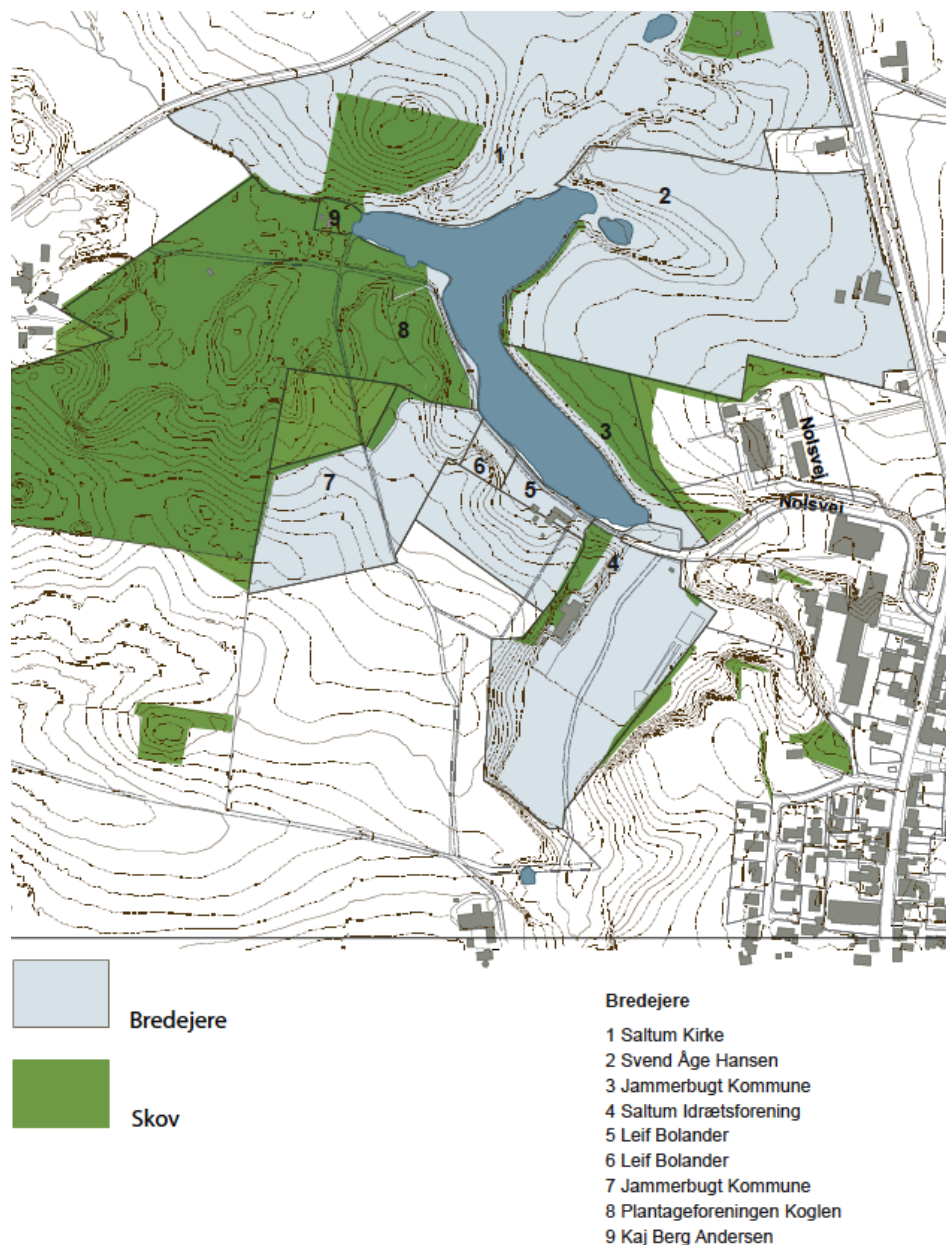
Nols sø På figur 3.1 herunder ses et luftfoto af Nols sø samt det tilhørende opland.



Figur 3.1 viser et luftfoto af Nols sø beliggende i Saltum. Den blå streg øverst til venstre viser udløbet til Kvanbækken. Egenbehandling efter Google Maps.

Nols sø er noteret som fælles eje. Det vil sige at det i princippet er bredejerne, der ejer søen. Restaureringen af Nols sø skal derfor initieres af Jammerbugt Kommune og bredejerne. [Jammerbugt Kommune, 2007]. Figur 3.2 herunder viser en oversigt over bredejerne, samt giver et billede hvordan oplandet ser ud.





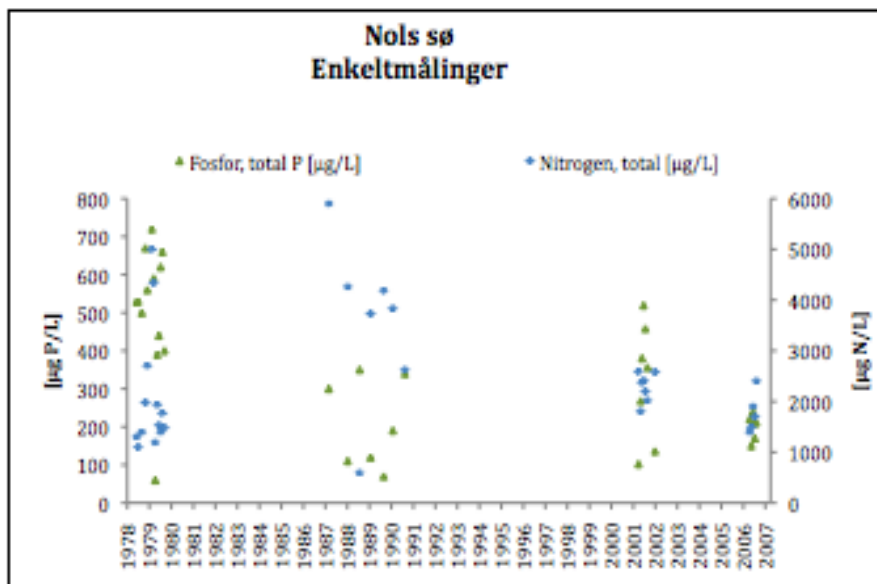
**Figur 3.2** Viser en oversigt over ejerforholdene af oplandet omkring Nols sø. Som set ud fra beskrivelsen, indikerer de grønne områder skov og de blå områder indikerer den jord, der tilhører de forskellige bredejere. [Jammerbugt Kommune, 2007].

Figuren herover viser ejerskabet af det til Nols sø tilstødende opland. Oplandet til Nols sø er tidligere antaget at udgøre 0,85km<sup>2</sup>, hvor arealerne øst for søen udgør størstedelen. Det er dog vigtigt at medtage det opland der ligger sydvest for boldbanerne, idet afstrømningen herfra løber i en lille dam, hvorfra vandet løber i drænrøret fra boldbanerne, der fører vandet videre ud til Nols sø. Dette omtales yderligere i afsnit 3.3. Dette betyder at oplandet, der tilhører Nols sø, kan være større end de 0,85km<sup>2</sup> der blev antaget tidligere. [Pandrup Kommune, 2005].



### 3.2 Tilstanden i Nols sø

I 1978 blev udledningen af urensset spildevand fra Saltum til Nols sø, afskåret. Dette har medført en reduktion af næringsstoffer, herunder især fosfor, i vandfasen. Dette understreges af figur 3.3 herunder, der viser indholdet af kvælstof og fosfor i vandfasen i Nols sø over tid.

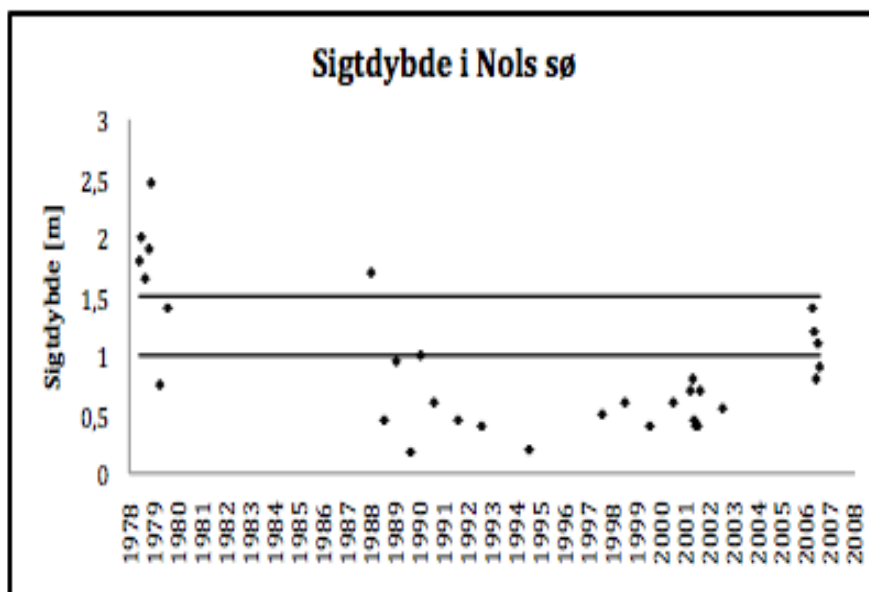


Figur 3.3 viser koncentrationen af fosfor og kvælstof i vandfasen i Nols sø. Koncentrationerne er enkeltmålinger, og er vist som funktion af tiden siden 1978. På grafen ses det tydeligt at koncentrationen af kvælstof og fosfor har haft en faldende tendens siden de første målinger blev udført i 1978. [Miljøcenter Aalborg, 2009]

Ud fra figuren 3.3 ovenfor ses det, at fosforkoncentrationen er faldet fra en middelkoncentration på ca. 500µg/L i 1978 til omkring 200µg/L i 2006. Kvælstofkoncentrationen var i 1978 omkring 1700µg/L og i 2006 ca. 1800µg/L. Koncentrationen af kvælstof har stort set ikke ændret sig, hvis der ses på de to årstal. Den lave koncentration af fosfor i Nols sø i 2006 kan skyldes, at sommerperioden i 2006, hvor målingerne blev udført, var en periode med relativt lidt nedbør, der således ville medføre en lav tilførsel af næringsstoffer til søen [DMI, 2007]. Det kan derfor være svært at sige, om den lave fosforkoncentration er en direkte effekt af den afskårede spildevandstilførsel eller om den skyldes en tør sommerperiode med lav næringsstofftilførsel.

Selvom fosforkoncentrationen i 2006 er faldet til 200µg P/L skal det ses i forhold til at fosforkoncentrationen i en ren og klar sø med rig artsdiversitet skal ligge imellem 20-100µg P/L [Kronvang et al, 2002]. Dette indikerer, at Nols sø stadig har lang vej til at opnå målene angivet i Vandrammedirektivet inden 2015. Af denne grund er en restaurering samt en yderligere reduktion af de eksterne kilder nødvendig.

Søen lever i dag ikke op til de seneste målsætninger fra regionsplanen vedtaget i 2005 jf. figur 3.4 herunder. Nols sø skal ifølge regionsplanen opnå en sommersigtedybde på 1-1,5m og være levested for naturlige fiskearter. [Jammerbugt Kommune, 2007].



Figur 3.4 viser sigtdybden i Nols sø målt som enkeltmålinger fra 1978 til 2008. De to sorte streger markerer det interval, hvor sigtdybden, ifølge regionsplanen, skal ligge i sommerperioden. [Miljøcenter Aalborg, 2009]

Ud fra figur 3.4 herover ses det tydeligt, at Nols sø har haft svært ved at leve op til kravene om en sommersigtdybde på 1-1,5m. Dog ligger sommermålingerne for sigtdybden i 2006 indenfor kravet om 1-1,5m. Som før nævnt var sommerperioden i 2006 relativ tør, hvilket resulterede i en lille tilførsel af næringsstoffer til søen. Dette kan være svaret på, hvorfor sigtdybden pludselig blev forbedret i 2006. Det betyder desuden, at sigtdybden målt i 2006 ikke kan siges at være en indikation på forbedrede sigtdybdeforhold i søen fremover.

Problematikken med den eutrofierede tilstand samt det høje fosforindhold og lave sigtdybde i Nols sø er ikke noget nyt, men har derimod været et velkendt problem siden slutningen af 70'erne. Derfor er en lang række tiltag og undersøgelser gennem årenes løb blevet gennemført for at forbedre søens tilstand. Tabel 3.1 giver en beskrivelse af disse.

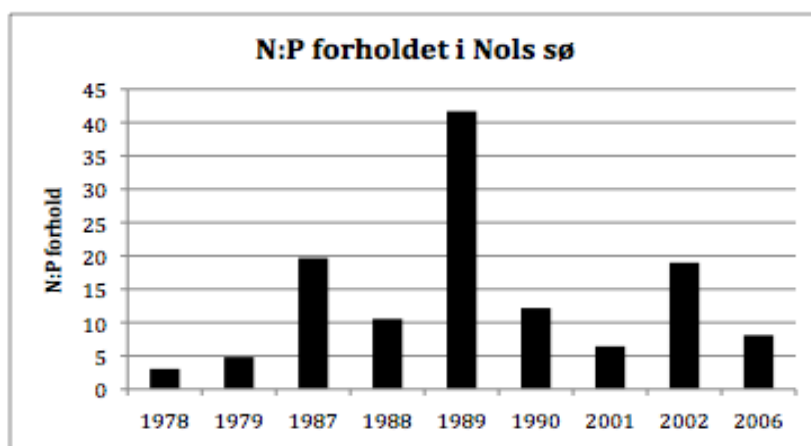
Tabel 3.1 viser en tidslinje over tidligere undersøgelser og tiltag foretaget af Nols Sø. Egenbehandling efter [Jammerbugt kommune, 2007].

| Årstal | Begivenhed                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|--------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1978   | <ul style="list-style-type: none"> <li>Saltum by får nyt kloaksystem. Spidevandet renses nu før det ledes til Nols Sø.</li> <li>Nordjyllands Amt udsatte ca. 830 kinesiske græskarper i søen for at nedbruge den store mængde bundgrøde -&gt; Forsøget lykkedes, karperne forsvandt dog senere under et iltsvind i søen</li> <li>En kompressor blev sat til søen for at øge iltindholdet -&gt; Forsøget lykkedes ikke tilfredsstillende da vandkvaliteten i Nols sø forblev uændret.</li> </ul> |
| 1979   | <ul style="list-style-type: none"> <li>Søen renses langs bredden med gravemaskiner og slammet blev kørt ud på nærliggende arealer -&gt; Forsøget lykkedes ikke tilfredsstillende da vandkvaliteten i Nols sø forblev uændret.</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                        |
| 1988   | <ul style="list-style-type: none"> <li>Amtet rejste et fredningsforslag på Nols Sø. Det er ikke muligt at fastslå med hvilken baggrund.</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| 2001   | <ul style="list-style-type: none"> <li>Lokale borgere rapporterer om fiskedød i Nols Sø. Daværende Pandrup kommune fjerner ca. 200kg døde fisk, som køres til destruktion.</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| 2002   | <ul style="list-style-type: none"> <li>Borgere i Saltum rapporterer om fiskedød i søen, og der fjernes ca. 100kg fisk som køres til destruktion.</li> <li>Amtet kontaktes og de tilsendes analyseresultater af vandet for at få en forklaring på årsagen til fiskedød og et forslag til handling.</li> </ul>                                                                                                                                                                                    |

|             |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
|-------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>2005</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Daværende Pandrup kommune søger om tilladelse til regnvandsbetinget udløb. Tilladelsen holdes tilbage grundet manglende oplysninger om udledninger til Nols Sø. Amtet aftaler et tilsyn på søen, for at vurdere forholdene og muligheden for tilladelse af spildevandsudledning ved store regnhændelser.</li> <li>Amtet afholder tilsyn i juni og konstaterer trådalger og vandpest.</li> </ul> |
| <b>2006</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>D. 26/8 falder der ca. 100mm regn på en time og flere huse står under vand. Nødvendigheden af overløb af spildevand til søen er tydelig.</li> <li>Amtet vurderer at en oprensning af søen er nødvendig og kommer til at koste omkring 12mio. Kr.</li> </ul>                                                                                                                                     |
| <b>2007</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>En borger fra Saltum inberetter at flere lappedykker-ællinger er fundet døde.</li> <li>En borger rapporterer om kraftigt algevækst i Nols sø, der muligvis ehar ført til en rask jagthunds død efter den har badet og drukket af vandet.</li> <li>Der indhentes tilbud på forundersøgelse af tilstanden af Nols Sø fra konsulentfirmaer. Prisen er 167.000kr for en forundersøgelse.</li> </ul> |
| <b>2008</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Samarbejde med Aalborg Universitet begynder.</li> <li>Kortlægning og estimering af eksterne kilder påbegyndes.</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| <b>2009</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Mesokosmer etableres i Nols sø for at kunne undersøge, hvorvidt fosfor fædningsmidler kan udnyttes som restaurationsmetode .</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                         |

Tabel 3.1 herover giver indtryk af, at der er foretaget en del op igennem tiden, for at genoprette den naturlige tilstand Nols sø. Der er dog endnu ikke set en betydelig forbedring af søens økologiske tilstand.

Foruden sigtddybden og koncentrationen af kvælstof og fosfor op igennem tiden er det også vigtigt at se på forholdet mellem kvælstof og fosfor (N:P-forholdet). Dette forhold indikerer hvilket næringsstof, der er det begrænsende for væksten af planteplankton. Det optimale forhold mellem næringsstoffer for vækst af planteplankton er 106C:16N:1P [Sand-Jensen og Lindegaard, 2004]. Når N:P-forholdet er 16 er det derfor optimalt for væksten af planteplankton. Er forholdet <16 er det kvælstof der er begrænsende for væksten og hvis forholdet er >16 er fosfor begrænsende. Figur 3.5 herunder viser N:P-forholdet over tid i Nols sø.

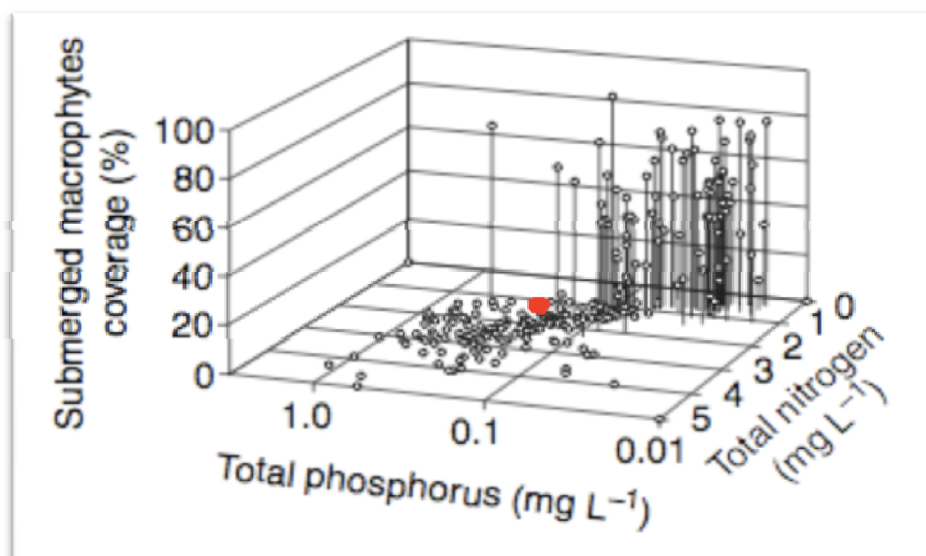


Figur 3.5 viser N:P-forholdet over tid i Nols sø. Forholdet er beregnet ud fra sommermiddelværdier. Der er ikke udført målinger hver år så figuren er baseret på enkeltmålinger.

Det ses af ovenstående figur 3.5, at N:P-forholdet er mindst i 1978 og 1979. Da et meget lille forhold mellem kvælstof og fosfor er typisk for husholdningsspildevand og tilførslen af dette til Nols sø først blev afskåret i 1978, giver det mening at N:P-forholdet er lavt i de første år. Herefter stiger N:P-forholdet i forhold til 1978/79, hvilket indikerer at Nols sø modtager næringsstoffer fra andre kilder

end urensset husholdningsspildevand, som eksempelvis afstrømning fra landbrugsarealer, som har et højt N:P-forhold. [Winther et al, 2006]. Af figur 3.5 ses det desuden, at N:P-forholdet fluktuerer over tid. I 1987, 1989 og 2002 ses et højt N:P-forhold. Dette hænger sammen med at der netop i disse år har været en våd sommerperiode, der har givet anledning til stor afstrømning fra landbrugsarealerne [DMI, 2009]. Det betyder også at tilførslen af spildevand er blevet fortyndet af de store regnmængder, således det er afstrømningen fra landbrugsarealerne, der er dominerende for N:P-forholdet i Nols sø.

Det er ikke entydigt om det er kvælstof eller fosfor der er begrænsende for væksten af planteplankton i Nols sø, da forholdet nogle år ligger over 16 og andre år under. Det er dog nok ved en reduktion af næringsstoffer, at få et af næringsstofferne i minium for at begrænse væksten af planteplankton. Figur 3.3 indikerer at det, for Nols sø, både er kvælstof og fosfor der er begrænsende for algevæksten, og det derfor er begge næringsstoffer, der skal reduceres for en bedre vandkvalitet. Denne indikation underbygges desuden af Jeppesen et al (2004), hvori resultaterne tyder på, at kvælstofkoncentrationen i vandfasen spiller en større rolle for vandkvaliteten end hidtil antaget. Undersøgelser foretaget i Jeppesen et al (2004) viser, at når fosfor i lavvandede søer er tilstede i moderate koncentrationer, er kvælstof formentlig afgørende for søens økologiske tilstand. Da vandplanter er af afgørende betydning for søers tilstand, grundet deres rolle som kvælstof og fosforbinder samt skjul for zooplankton, der derved fremmer disses overlevelse og dermed nedbringelse af planteplankton, har Jeppesen et al (2004) undersøgt sammenhængen mellem kvælstof, fosfor og makrofytters dækningsgrad. Undersøgelsen har vist, at makrofytter kun vokser frem ved middelhøje fosforkoncentrationer, hvis koncentrationen af kvælstof er lav. Denne sammenhæng er vist på figur 3.6.



Figur 3.6 viser sammenhængen mellem koncentrationen af kvælstof og fosfor samt makrofytters dækningsgrad for lavvandede søer. [Jeppesen et al, 2004]. Den røde cirkel viser koncentrationerne af kvælstof og fosfor i Nols sø.

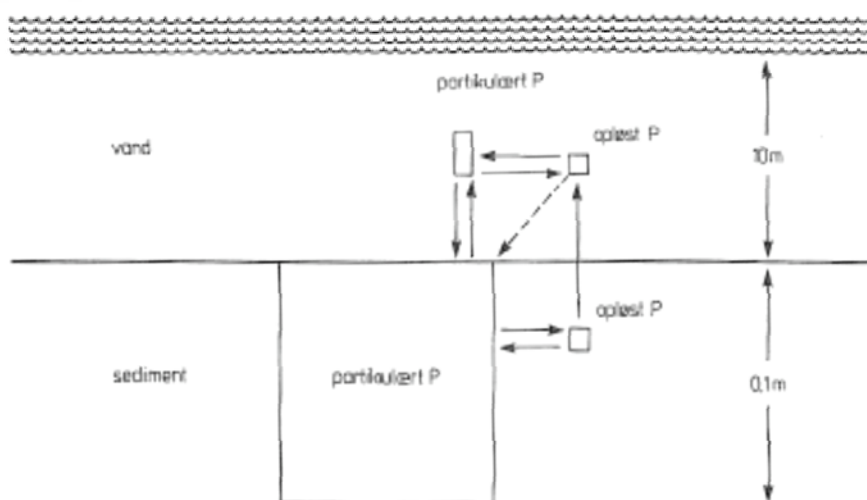
På figur 3.6 er koncentrationen, målt i 2006 af total fosfor (ca.  $200\mu\text{g/L}$ ) og total kvælstof (ca.  $1800\mu\text{g/L}$ ) for Nols sø, markeret med en rød cirkel. Næringsstofkoncentrationerne i Nols sø er placeret således, at der ifølge figuren skulle være ringe eller næsten ingen dækningsgrad af vandplanter. Dette understøtter hypotesen fra [Jeppesen et al, 2004] om, at kvælstof er afgørende for makrofytters dækningsgrad og dermed søens økologiske tilstand, når der findes moderate koncentrationer af fosfor i søens vandfase.

Selvom næringsstofftilførslen til Nols sø blev kraftigt reduceret ved kloakeringen i 1978 er søen, som nævnt ovenfor, er søen stadig ikke vendt tilbage til en klarvandet tilstand med lave næringsstofkoncentrationer i vandfasen. Dette skyldes at søen lider under hhv. kemisk og biologisk

træghed. Kemisk træghed vil sige, at der, efter en reduktion af tilførslen af næringsstoffer, stadig findes høje næringsstofkoncentrationer i vandfasen på grund af en ophobet næringsstofpulje i sedimentet. Denne næringsstofpulje frigiver kontinuerligt næringsstoffer til vandfasen og forhindrer derved en forbedring i søens økologiske tilstand. Biologisk træghed i søer modvirker, at en reduktion i næringsstofftilførslen resulterer i en klarvandet tilstand. Dette kan eksempelvis skyldes, som i tilfældet med Nols sø, at søen er domineret af fredsfisk, som æder zooplankton. Dette bevirker at græsningen af planteplankton, som zooplankton normalt udfører, falder således der sker en stigning i populationen af planteplankton. Derved opstår der et større potentiale for optagelse af næringsstoffer og derved også udsedimentering og nedbrydning af det organiske materiale og en efterfølgende frigivelse af næringsstoffer til vandfasen. [Sand-Jensen og Lindegaard, 2004]. I følgende afsnit er den kemiske og biologiske træghed i Nols sø beskrevet.

### 3.2.1 Kemisk træghed

Som nævnt har Nols sø i mange år fået tilført næringsstoffer fra de eksterne kilder omkring søen. Derfor har der i søen været en høj sedimentationsrate af organisk materiale indeholdende store mængder af næringsstoffer. Tilførsel og indhold af fosfor og kvælstof er afgørende for vandkvaliteten i søer. Dette hænger sammen med, at primærproduktionen i søer oftest er styret af mængden af opløst, uorganisk fosfor (orthofosfat) og evt. også kvælstof i vandfasen. Hvis der, som til Nols sø, er en stor tilførsel af næringsstoffer, og en lille fraførsel af samme, vil der automatisk være en stor opblomstring af planteplankton. En stor primærproduktion vil ligeledes føre til stor sedimentation af dødt organisk materiale indeholdende store mængder af fosfor og kvælstof. Efterhånden som det organiske materiale bliver nedbrudt i sedimentet vil det igen frigives til vandfasen som orthofosfat, som igen kan indgå i primærproduktionen. [Søndergaard et al, 2006]. Figur 3.7 herunder viser, hvordan fosforpuljen er fordelt i søer.



Figur 3.7 viser hvordan puljen af fosfor er fordelt i søer. Normalt findes 1-2 gange mere fosfor i de øverste 10cm af sedimentet end i hele søens vandmasse. [Harremoës og Malmgren-Hansen, 1990].

I modsætning til kvælstof findes fosfor ikke kun i sedimentet på organisk form. Meget af den fosfor der findes i sedimentet findes som partikulært bundet orthofosfat. Orthofosfat er her bundet i uorganiske forbindelser til calcium-, aluminium- og jernforbindelser. Disse forbindelser er tungt opløselige under aerobe forhold og sørger for, at den bundne orthofosfat ikke frigives til vandfasen. Især bindingen til jern er vigtig i mange tilfælde. Jernholdige sedimenter har langt bedre bindingsaffinitet overfor orthofosfat end søer med knapt så jernholdigt sediment. Derved kan søen bedre fjerne orthofosfat fra

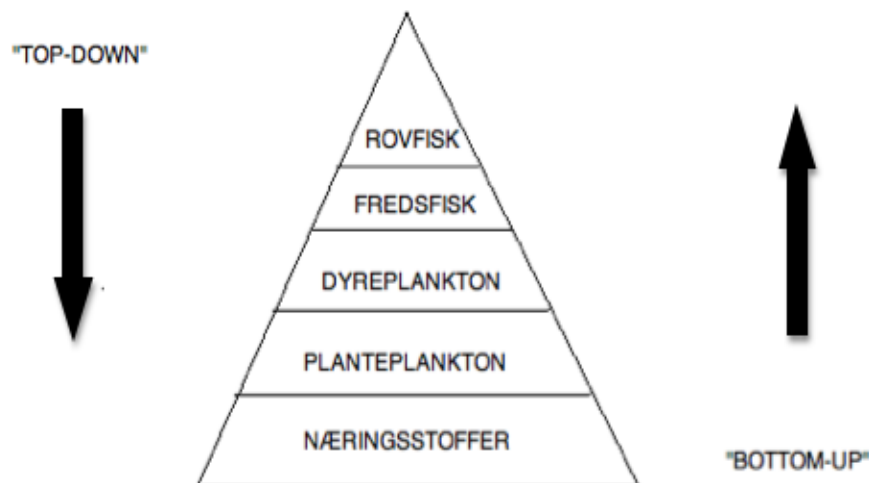
cirkulationen i vandfasen og dermed modvirke eutrofiering. [Sand-Jensen og Lindegaard, 2004], [Jeppesen et al, 1999].

Sedimentets evne til at binde orthofosfat til oxideret jern (ferri jern) oplever imidlertid et markant fald når det hænder, at ilt og derefter nitrat forsvinder i bundvandet om sommeren. Dette skyldes at bindingen til jern er redoxafhængig og med det samme der opstår reducerede forhold i bundvandet, reduceres ferri jern til ferro jern og orthofosfat frigives til vandfasen, hvor den er tilgængelig for planteplankton [Sand-Jensen og Lindegaard, 2004].

### 3.2.2 Biologisk træghed

Udover den kemiske træghed, findes der i Nols sø også en biologisk træghed. Denne ses i form af en ugunstig sammensætning af fiskebestanden. Under en fiskepopulationsundersøgelse i Nols sø i efteråret 2009, fandt en projektgruppe fra 1. semester biologi fra Aalborg Universitet, at der kun fandtes skaller og karusser og ingen rovfisk [Bøttcher et al, 2009]. Det skal dog nævnes, at der, grundet lang tids isdække og deraf opstået iltsvind i marts 2010, blev observeret fiskedød i søen, hvor der i den forbindelse blev fundet døde ål samt et par mindre gedder og aborrer. Det antages dog, at bestanden af rovfisk er så lille at artssammensætningen er stærkt domineret af fredsfisk. I 1978 bestod fiskebestanden i Nols sø af gedde, ål, aborre, brasen og skalle [Nordjyllands amtskommune, 1980]. Der var altså dengang en stor artsdiversitet i søen, der både indeholdt rovfisk og fredsfisk. Den nuværende sammensætning af fiskebestanden i Nols sø, bevirker at balancen mellem planteplankton og zooplankton forskubbes idet skaller, karusser og til dels ål er fredsfisk, som æder zooplankton, der ellers ville holde bestanden af planteplankton nede. Dette resulterer en øget mængde planteplankton i forhold til søer med en mere gunstigt sammensætning af fiskebestanden, hvor der findes både fredsfisk og rovfisk.

For at overkomme en biologisk træghed som den set i Nols sø, kan anvendelsen af biomanipulation i form af eksempelvis opfiskning af fredsfisk, for at nedbringe prædationen på zooplankton og derved øge græsning af planteplankton, være en mulighed. Denne metode er blandt andet benyttet i Haderslev Dam i Sønderjylland, hvor der over en 5-årig periode blev fjernet omkring 80% af fredsfiskene [Jeppesen et al, 1999]. En anden metode til biomanipulation er udsætning af geddeyngel, der som voksne kan nedbringe bestanden af fredsfisk. Desuden kan der udsættes makrofytter, der således kan virke som skjul for zooplankton samt rovfiskeyngel. Denne metode har dog ikke vist sig at være effektiv til biomanipulation. Disse tre metoder er alle eksempler på "top-down" regulering som er vist nærmere på figur 3.8. Det skal nævnes, at ingen af disse metoder vil have en længerevarende effekt, hvis ikke koncentrationen af næringsstoffer i søen samt tilførslen hertil er nedbragt på forhånd.



Figur 3.8 viser princippet i "top-down" og "bottom-up" regulering.

Af figur 3.8 ses princippet i "top-down" og "bottom-up" regulering. Ved "top-down" regulering laves indgrebet øverst i fødekæden som eksemplet med fjernelse af fredsfisk. Efter en fjernelse af fredsfisk øges mængden af zooplankton og dermed græsningen af planteplankton, hvori næringsstof er optaget. Ved "Bottom-up" regulering er det primærproducenterne i bunden, der styrer energien. Hvis mængden af næringsstoffer falder, falder produktionen af planteplankton. Dette har en negativ effekt på mængden af zooplankton. Denne forringelse vil dermed betyde mindre føde til fredsfisken og, efter fald i fredsfiskebestanden, rovfisken. [Sand-Jensen og Lindegaard, 2004]

Allerede i 1978 forsøgte Nordjyllands amtskommune sig med biomanipulation. Dengang var der en stor grødevækst i søen, og kommunen ønskede at reetablere de rekreative forhold, såsom sejlads og badning, som den store mængde grøde forhindrede. Derfor udsattes der i maj 1978 ca. 830 kinesiske græskarper (ca. 530kg), der skulle nedbringe grødevæksten. [Nordjyllands amtskommune, 1980]. Selvom karperne ikke overlevede vinteren 1978, fik de nedbragt grødevæksten som ønsket. Desværre havde dette en uventet sideeffekt. Resultaterne vist i figur 3.3 og 3.4 tyder på at den tætte grødevækst i Nols sø i 1978 har bevirket at søen, trods relativt høje koncentrationer af fosfor og kvælstof, har kunnet bibeholde en høj sigtddybde (ca. 1,8m). Udsætningen af græskarperne medførte en stor reduktion i grødemængden, hvilket gav et større overskud af næringsstoffer i vandfasen. Dette overskud af næringsstoffer, som ellers havde indgået i grødevæksten, kunne efterfølgende indgå i primærproduktionen og dermed øge søens indhold af planteplankton. Udover dette medførte den reducerede grødemængde, at der ikke længere fandtes skjul for zooplankton, således disse havde en mindre chance for at overleve de zooplanktonædende fisk, hvilket ligeledes gav gunstige forhold for planteplankton. Den øgede planteplanktonbiomasse medførte i de efterfølgende år et markant fald i sigtddybden, hvilket ses af figur 3.4 [Nordjyllands amtskommune, 1980]. Eksempelvis ses, at der i Nols sø i 1978 var en koncentration af hhv. total kvælstof og total fosfor på ca. 1700µg/L og ca. 500µg/L med en sigtddybde på ca. 1,8m. I 1979 var koncentrationerne af total kvælstof og total fosfor ca. de samme som året før, men sigtddybden var faldet til kun 1m i sommerperioden. Grundet den øgede mængde planteplankton i Nols sø, har det ikke været muligt for grødevæksten at vende tilbage til Nols sø. Dels skygger planteplanktonet for væksten, dels holdes væksten nede af fuglegræsning.



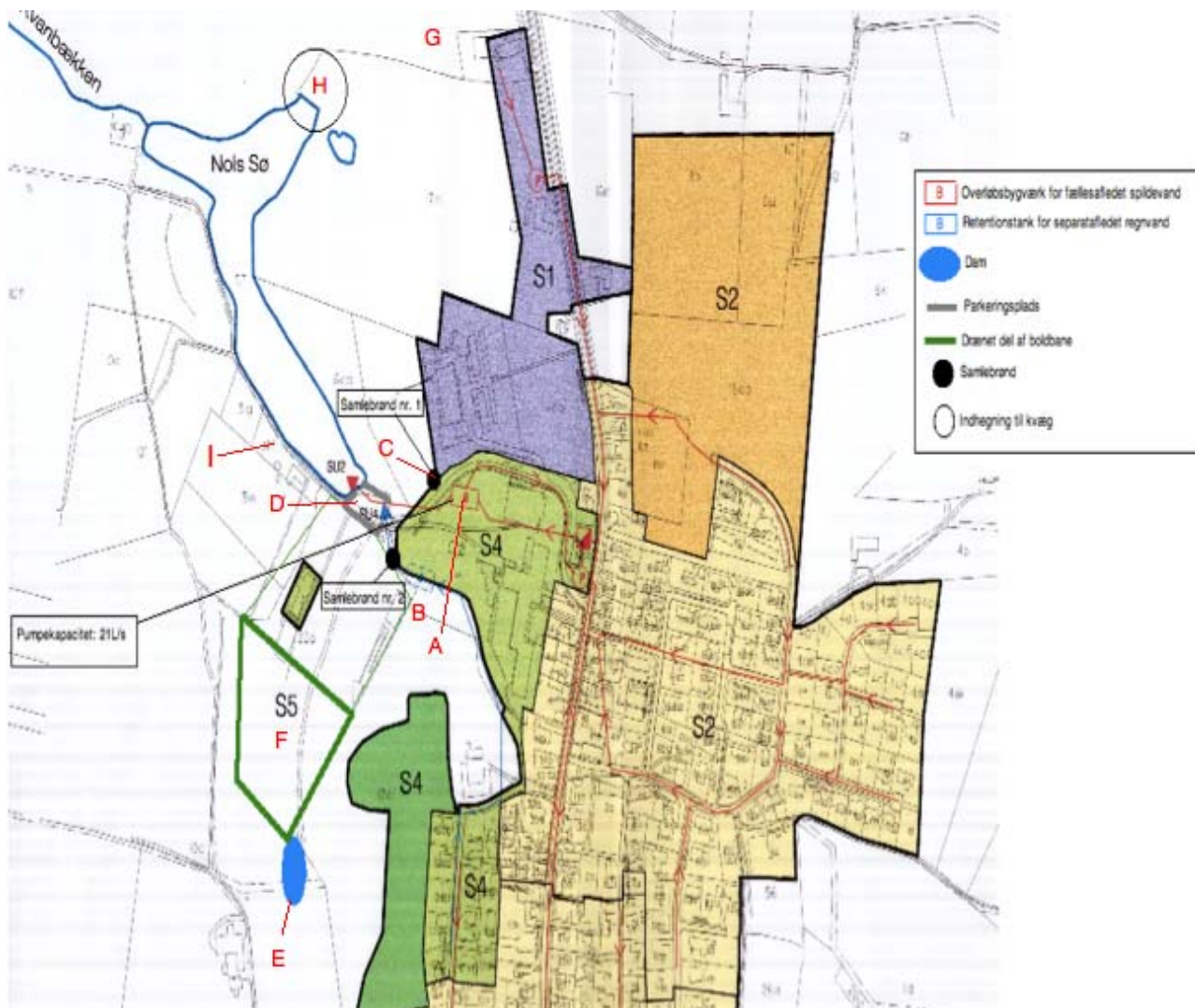
### 3.3 Eksterne kilder

På trods af en reduktion i næringsstofudledningen på grund af afskæringen af spildevandsledningen til Nols sø, findes der stadig et antal eksterne kilder, der belaster søen med næringsstoffer jf. figur 3.9. Disse kilder er af afgørende betydning for den fremtidige tilstand i Nols sø. For at en fremtidig restaurering af søen skal blive en succes, er det nødvendigt at reducere næringsstofbelastningen fra de eksterne kilder yderligere. De eksterne kilder, der bidrager med næringsstoffer til Nols sø er følgende.

- A. Regnvandsbetinget spildevandstilledning fra overløbsbygværket ved Nolsvej
- B. Separatafledning af regnvand fra Vestergaardsvej i Saltum by
- C. Overfladeafstrømning fra den øvre del af Nolsvej samt de dertilhørende befæstede arealer
- D. Overfladeafstrømning fra den nedre del af Nolsvej samt parkeringsplads
- E. Overfladeafstrømning fra bakker sydvest for boldbanerne
- F. Drænet fra de nærliggende boldbaner
- G. Overfladeafstrømning fra græsningsarealer på søens østlige side
- H. Fækaludledning og urinering fra kreaturer på græsningsarealerne
- I. Privat hus

På figur 3.9 herunder ses en oversigt over kloakeringen i Saltum samt de eksterne kilder til Nols sø. De eksterne kilder er markeret på figuren med de som ovenfor betegnede bogstaver. En større version af figur 3.9 findes i appendix 10.3.





Figur 3.9 viser de eksterne kilder, der leder næringsstoffer til Nols sø. Opland S1 er spildevandskloakeret med nedsivning af regnvand, opland S2 og S3 er fælleskloakeret og opland S4 er separatkloakeret. Den del af Nolsvej, der ligger vest for samlebrønd nr. 1, afleder regnvand til samlebrønd nr. 1, hvortil der også ledes spildevand fra overløbsbygværket under ekstreme regnhændelser. Fra samlebrønd nr. 1 ledes regnvand og spildevand videre til Nols sø. Afstrømningen fra Nolsvej øst for samlebrønd nr. 1 og parkeringspladsen syd for søen, ledes direkte ud i Nols sø. Drænvand fra den sydvestlige halvdel af boldbanden samt overfladevand fra dammen ledes via drænet til samlebrønd nr. 2, hvor separataffedt regnvand fra Vestergaardsvej også ledes til. Fra samlebrønden ledes vandet videre til udløbet fra samlebrønd nr. 1 og herfra ud i Nols sø. En større version af figuren kan ses i appendix 10.3. Egenbehandling efter [Pandrup Kommune, 2003].

Under kloakeringen i 1978, blev størstedelen af Saltum fælleskloakeret. Der blev opført et overløbsbygværk ved Nolsvej i Saltum (rød figur på figur 3.9), hvorfra spildevandet bliver ført videre gennem en afskærende ledning til renseanlægget i Pandrup. Kun under ekstreme regnhændelser, hvor pumpekapaciteten for den afskærende ledning til Pandrup renseanlæg overskrides (21L/s), ledes fortyndet, urensset spildevand fra overløbsbygværket til en mellemliggende retentionstank og videre igennem en samlebrønd og ud i Nols sø. En oversigt over pumpestation, overløbsbygværk og retentionstank kan ses i appendix 10.2.

Overløbsbygværket har et estimeret volumen på 780m<sup>3</sup> [Jammerbugt Kommune, 2007]. Larsen (2009) estimerede voluminet af overløbsbygværket til ca. 100m<sup>3</sup>, hvilket ca. er en faktor 7 mindre end det, af Jammerbugt Kommune, oplyste volumen. I april 2010 blev voluminet af bygværket, i forbindelse med nærværende projekt, målt op ved hjælp af en laser afstandsmåler. Her målt voluminet til at være i overensstemmelse med Jammerbugt kommunes oplysninger, altså omkring 780m<sup>3</sup>. Det er derfor

sandsynligt, at næringsstofbidraget fra overløbsbygværket, beregnet i Larsen (2009), er overestimeret.

I 2009 blev der aflastet spildevand til Nols sø i alt 11,08 timer fra overløbsbygværket. Klimaændringerne der opleves verden over medfører, at der i fremtiden vil opleves hyppigere og mere ekstreme regnhændelser. Dette vil medføre en større aflastning af urensset, fortyndet spildevand til Nols sø, og dermed en øget tilførsel af kvælstof og fosfor til søen.

Vestergaardsvej samt den øvre del af Nolsvej og de dertilhørende befæstede arealer i Saltum er separatkloakeret. Dette betyder at alt spildevand bliver ført til renseanlægget i Pandrup og regnvandet bliver ledt videre til en samlebrønd (samlebrønd nr. 1 og 2 på figur 3.9) og herfra ud i Nols sø. I 2007 blev en fejlkobling, af spildevand fra to husstande på den separate regnvandsledning på Vestergaardsvej, opdaget. Fejlen blev rettet to år senere i 2009. Dette betyder, at der fra 1978 og indtil marts 2009 er blevet udledt urensset spildevand fra 4PE<sup>1</sup> direkte til Nols sø. Denne mængde spildevand svarer til ca. 4kg fosfor pr. år [Miljøministeriet, 2008].

I oplandet for Nols sø, ligger Nolsvej 11 og Nolsvej 20, der endnu ikke er koblet på den offentlig kloak. Til hvert hus er der tilkoblet en septiktank til 3 personer. Det må forventes, at der sker til vis tilførsel af næringsstoffer herfra, idet boligerne ligger tæt på søen og er forbundet hertil ved hjælp af en indsivningsbrønd der ligger vest for søen.

Nols sø modtager overfladevand fra de befæstede arealer beliggende nær søen sydlige ende. Fra parkeringspladsen lige ved siden af søen, føres vandet ud i søen via en naturlig afløbsrende. Dette sås tydeligt under et besøg ved søen d. 24/11-2009. Figur 3.10a og b og ses, hvordan overfladeafstrømningen fra oplandet ledes direkte ud i Nols sø.

---

<sup>1</sup> Person ækvivalenter



**Figur 3.10a og b viser overfladeafstrømningen fra oplandet, der samles på parkeringspladsen nedenfor Nolsvej og føres videre ud i Nols sø. Figur a til venstre viser afstrømningen til Nols sø fra parkeringspladsen. Figur b til højre viser placeringen af afløbsrenden i forhold til søen. Billedet er taget fra søens sydlige ende.**

Vest for Nols sø ligger Saltum idrætsforenings boldbaner. Den øverste del af boldbanerne er drænet således, at drænvandet ledes, via et drænrør, under boldbanerne og ud til samlebrønden, hvor regnvandet fra Vestergaardsvej også ledes til (samlebrønd nr. 2 på figur 3.9). Herfra ledes vandet til ledningen fra samlebrønd nr. 1, der leder vandet videre ud i den sydlige ende af Nols sø. Overfladevandet fra bakkedragene sydvest for boldbanerne ledes ned i en lille dam. Fra denne dam ledes vandet videre til drænrøret, der dræner den øverste del af boldbanen sydvest for Nols sø. Da den eksterne belastning til Nols sø blev vurderet af Nordjyllands amt i 2005, blev gødskning boldbaner vurderet til at være den største belastning mht. næringsstoffer til søen. [Jammerbugt Kommune, 2007]. Disse undersøgelser blev udført før der var vished om fejlkoblingen af spildevand på regnsvandsledningen på Vestergaardsvej. Denne faktor var derfor ikke medregnet i vurderingen af de eksterne kilders størrelse, men menes ikke at have nogen væsentlig betydning i forhold til de andre eksterne kilders størrelse.

Kreaturerne på græsningsarealerne på den nordøstlige side af Nols sø, har mulighed for at gå helt ud i søens vand fordi afhegningen er placeret ude over vandet. Dette indikerer at der en potentiel risiko for fækale udledninger fra kreaturerne til søen.

Størrelsen af bidraget fra de eksterne kilder er estimeret af hhv. Jammerbugt Kommune, 2007 og Larsen (2009). Tabellen herunder viser de estimerede fosforbidrag fra de største eksterne kilder til Nols. Det skal bemærkes, at Jammerbugt kommune ikke har medtaget fosforbidraget fra fejlkoblingen af de to husstande på den separate regnsvandsledning.

Tabel 3.2 viser de estimerede fosforbidrag fra de største eksterne kilder til Nols sø. Bidragene er vist som kg P/år og i % af det samlede bidrag til søen.

| Ekstern kilde:         | Jammerbugt Kommune (2007) |     | Larsen (2009) |     |
|------------------------|---------------------------|-----|---------------|-----|
|                        | Kg P/år                   | %   | Kg P/år       | %   |
| <b>Overløbsbygværk</b> | 3,5                       | 10  | 23            | 72  |
| <b>Boldbaner</b>       | 21,9                      | 62  | 2             | 6   |
| <b>Privat hus</b>      | 5,5                       | 16  | 4,5           | 14  |
| <b>Landbrug</b>        | 4,3                       | 12  | 2,5           | 8   |
| <b>I alt</b>           | 35,3                      | 100 | 32            | 100 |

Det ses af tabel 3.2 at størrelsen af bidraget fra de største eksterne kilder er forskellig i de to estimater. Estimatet udført af Jammerbugt Kommune viser at boldbanerne sydvest for søen er den største bidrager mens Larsen (2009) har fundet overløbsbygværket til at være den største bidrager. Senere i rapporten er der udført et tilsvarende estimat over bidraget fra de eksterne kilder for at undersøge hvilken ekstern kilde der reelt er den største bidrager af fosfor til Nols sø.

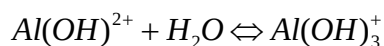
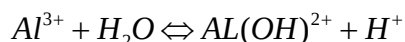
## 4. Anvendelsen af fældningsmidlerne Phoslock™ og Pax-15 i forbindelse med restaurering af søer

I nærværende projekt er fældningsmidlerne Pax-15 og Phoslock™ evalueret. Desuden er en kombination af disse også testet in situ. De følgende afsnit beskriver de to fældningsmidlers effekt som restaureringsmetode til brug ved sørestaurering. Desuden beskrives hvordan og hvor meget af de to fældningsmidler, der anbefales at dosere til søer med samme karakteristika som Nols sø.

### 4.1 Aluminiumklorid

Aluminium har vist sig at være en effektiv fosfatbinder og bruges derfor i flere forskellige former til restaurering af søer med en stor intern fosforpulje. Jern og calcium er ligeledes effektive fosfatbindere, men disse er i højere grad redoxafhængige og orthofosfat har desuden en højere affinitet overfor aluminium. Nærværende projekt undersøger effekten af aluminium som fosfatbinder i form af produktet Pax-15, som er en polyaluminiumkloridopløsning, hvoraf aluminium udgør 7,5% w/w [Kemira, 2008a].

Ved tilsætning af aluminiumklorid til vandfasen sker der en række hydrolyse reaktioner, der resulterer i en dannelse af en uopløselig aluminiumhydroxidforbindelse ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ). Tilsætning af aluminiumklorid medfører en kortvarig sænkning af pH i vandfasen grundet den øgede koncentration af  $\text{H}^+$  ioner under hydrolysen. De hydrolyseprodukter der bliver dannet er som følger.

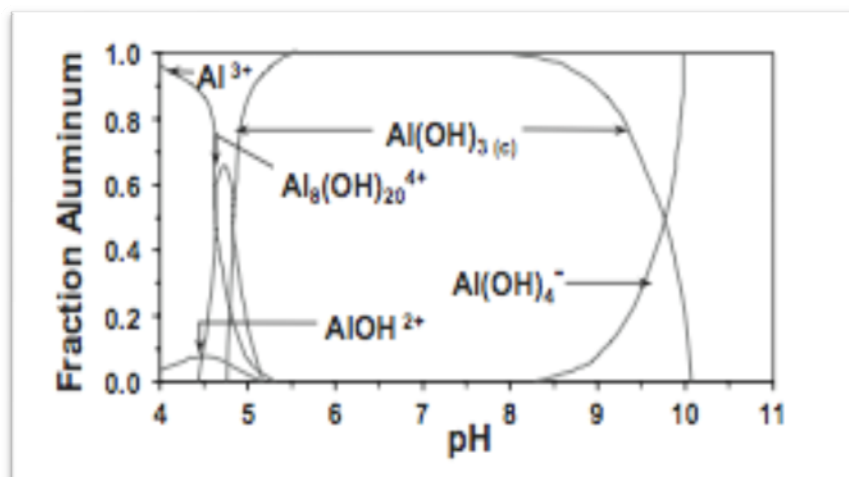


Hvor (s) står for solid, og indikerer tungt opløseligt bundfald.

□

$\text{Al}(\text{OH})_3$  går sammen og danner hvide flokke, der har en høj affinitet overfor orthofosfat samt planteplankton. Netop derfor vil der umiddelbart efter tilsætning af aluminiumklorid ske en opklaring af vandfasen efterhånden som flokkene sedimenterer ud og ligger sig på søbunden, hvor det ligger sig i et 0,5-1cm tykt lag. Dette lag øger sedimentets bindingskapacitet overfor orthofosfat, idet orthofosfat binder sig til  $\text{Al}(\text{OH})_3$  og forme tungt opløselige forbindelser. Den i sedimentet jernbundne orthofosfat frigives desuden når  $\text{Al}(\text{OH})_3$  bliver tilgængeligt, fordi orthofosfat har en større affinitet overfor aluminium end overfor jern. [Reitzel et al, 2003].

Ved tilsætning af aluminiumklorid til en vandfase med høj koncentration af orthofosfat, dannes der udover  $\text{Al}(\text{OH})_3$  tungt opløseligt aluminiumfosfat ( $\text{AlPO}_4$ ). Dog er  $\text{Al}(\text{OH})_3$  det primære produkt der dannes under de forhold, der findes i søer. [Hansen, 2003]. Aluminium optræder efter tilsætning til vandfasen på mange forskellige former med pH som den bestemmende faktor for, hvilken form af aluminium der dominerer. For at en fældning af orthofosfat ved brug af aluminiumklorid skal være succesfuld kræves det, at  $\text{Al}(\text{OH})_3$  dominerer, hvilket den gør ved pH 6-8. Afhængigheden af pH på formen af det produkt, der dannes ved tilsætning af aluminiumklorid, kan ses på figur 4.1. [Cooke et al, 2005].



Figur 4.1 viser afhængigheden af pH på formen af det produkt, der dannes ved tilsætning af aluminiumklorid til en vandfase. [Cooke et al, 2005].

Hvis pH er <4 findes aluminium som  $\text{Al}^{3+}$  hvilket kan være toksisk for fisk idet  $\text{Al}^{3+}$  kan forårsage ødelæggelse af dyrenes osmoregulering [Hansen, 2003], [Reitzel, 2005]. Ved  $\text{pH} > 8$  dannes  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  hvis toksiske effekter på akvatiske organismer ikke er veldokumenterede. Desuden vil der være risiko for at orthofosfat ved  $\text{pH} > 8$  vil blive frigivet fra bindingen med  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . [Hansen, 2003].

#### 4.1.1 Dosering samt tilsætning af aluminiumklorid til søer

Tilsætning af aluminiumklorid til søer er en mere kompliceret proces end tilsætningen af Phoslock™, fordi der skal tages højde for den sænkning af pH, der forekommer umiddelbart efter tilsætning. Polyaluminiumkloridopløsningen har en pH på <1 så det kan således være nødvendigt at pH justeres til omkring 6-8, hvis der er tvivl om den pågældende søs bufferkapacitet er tilstrækkelig til at holde pH på et neutralt niveau [Kemira, 2008a], [Hansen, 2003]. Selve tilsætningen anbefales at foregå tidligt forår eller sent efterår, hvor indholdet af tilgængeligt, opløst orthofosfat i vandfasen er høj grundet det lave indhold af planteplankton [Kennedy & Cooke, 1982], [Cooke et al, 1993]. Desuden er det optimalt at tilsætte på de tidspunkter af året, hvor indholdet af planteplankton er lavt, da et højt indhold af planteplankton i vandfasen øger dannelsen af  $\text{Al}(\text{OH})_3$ -flokke. Et øget indhold af  $\text{Al}(\text{OH})_3$ -flokke medfører en øget sedimentationshastighed, hvilket sænker kontakttiden mellem flokkene og det omkringværende søvand. Dette vil sige at et øget indhold af  $\text{Al}(\text{OH})_3$ -flokke forringer fjernelsen af orthofosfat fra vandfasen. [Kennedy & Cooke, 1982].

Der findes flere forskellige metoder til at bestemme dosis af aluminium til søer. Dosis kan bestemmes ved at se på alkaliniteten i søen, hvilket har vist sig at være en effektiv metode i søer med en høj alkalinitet. Da tilsætning af aluminium til vand er en syredannende proces, falder pH i vandfasen. Således vil en given aluminiumsdosis give et større fald i pH i en sø med lav alkalinitet end i en sø med høj alkalinitet. [Hansen, 2003]. Metoden går i alt sin enkelthed ud på at bestemme den maksimale mængde aluminium der efter tilsætning stadig sikrer en koncentration af aluminium i søvandet på <50 µg Al/L. [Kennedy & Cooke, 1982].

De mest udbredte metoder til bestemmelse af dosis der anvendes i dag, er de metoder der tager udgangspunkt i den mobile fosforpulje i den øverste 10cm sediment. Dosis beregnes ved at se på det molære forhold mellem aluminium og mobilt fosfor i sedimentet. Der er dog forskellige anbefalinger om hvor stort dette forhold skal være. Eksempelvis vurderer Hansen (2003) i afhandlingen om

aluminiumtilsætning til Sønderby sø på Fyn, at et molært forhold på 4:1 er tilstrækkeligt, hvorimod Rydin & Welch (1999) anvender et molært forhold på 85:1 ved tilsætning af aluminium til Lake Wisconsin. Til søer i Danmark vurderer Liboriussen et al (2007) at et molært forhold på 10:1 vil være tilstrækkeligt.

## 4.2 Phoslock™

Phoslock™ er et relativt nyt produkt, der er udviklet af forskere på Australiens Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) afdeling for land og vand. Phoslock™ blev oprindeligt udviklet for at reducere frigivelsen af næringsstoffer, herunder især orthofosfat, fra sedimentet i floder, for at reducere opblomstring af planteplankton.

Phoslock™ er et modificeret lerprodukt, der er fremstillet af en blanding af bentonit og lanthan. Produktet er skabt ved en substitution, hvor det meste af det natrium, der findes i bentonit er blevet udskiftet med lanthan, der er det stof, der aktivt binder orthofosfat. [NICNAS, 2001]. Produktet er i stand til at adsorbere orthofosfat og dermed fjerne det fra vandfasen efterhånden som det sedimenterer ud på bunden af søen. Phoslock™ ligger sig, efter udsedimenteringen, som et tyndt lag (1-3mm) ovenpå sedimentet, hvor det fungerer som en barriere ved at binde orthofosfat og dermed forhindre frigivelsen af dette til vandfasen [NICNAS, 2001]. Den eksisterende orthofosfat binder sig til lanthan. Bindningen mellem orthofosfat og lanthan skaber derved den tungt opløselige forbindelse lanthanfosfat ( $\text{LaPO}_4$ ). Ulig bindinger mellem f.eks. orthofosfat og jern, er bindingen til lanthan ikke redoxafhængig, og orthofosfat frigives derfor ikke under anaerobe forhold.  $\text{LaPO}_4$  er meget stabil i pH intervallet 5-11, hvilket må siges at være det pH interval hvor de fleste søers pH ligger indenfor. Fosfats affinitet over for lanthan er større end affiniteten overfor jern. Derfor brydes bindingen mellem orthofosfat og jern, hvis lanthan bliver tilgængeligt. [NICNAS, 2001].

Lanthanioner er toksiske for nogle akvatiske organismer. I vandmiljø med lav ionstyrke (lav salinitet) er lanthan stærkt bundet til bentonit. Under forhold med høj ionstyrke (høj salinitet), er der risiko for substitution af de i bentonit bundne lanthanioner med eksempelvis natrium- eller calciumioner, der findes i vandfasen. Dette fænomen er der dog ikke fare for når der er tale om ferskvandssøer. [NICNAS, 2001].

Phoslock™ er blevet testet i fuldskala på et antal af søer og floder i bl.a. Australien, New Zealand, Holland og Tyskland. I Silbersee, som ligger nær Bremen i Tyskland, blev der i november 2006 doseret ca. 21,5ton Phoslock™ til den 7Ha store, lavvandede sø. Silbersee havde store problemer med intern fosforbelastning. I sedimentet var koncentrationen af fosfor 1000mg P/kg tørstof, hvoraf ca. 40% var biotilgængeligt. I vandfasen var der, før tilsætning af Phoslock™, en koncentration af total fosfor på ca. 155µg P/L og en koncentration af orthofosfat på 95µg  $\text{PO}_4$ /L. Efter doseringen af de 21,5t Phoslock™ blev der 1 måned efter tilsætning, målt en reduktion af total fosfor på 80% og koncentrationen af orthofosfat lå under detektionsgrænsen. Siden december 2006 har koncentrationen af total fosfor i vandfasen ligget konstant omkring 30µg P/L til trods for årstidsvariationen i vandtemperaturen samt ændring til anaerobe forhold i bundvandet. [Institut Dr. Nowak, 2009a]. Et andet eksempel på tilsætning af Phoslock™ til immobilisering af den interne fosforpulje er tilsætningen til Bärensee nær Frankfurt i Tyskland. Her blev der i juni 2007 tilsat ca. 11,5ton Phoslock™ til den 6Ha store sø. I sedimentet var koncentrationen af total fosfor 700mg P/kg tørstof og i vandfasen var koncentrationen af total fosfor 83µg P/L. Phoslock™ blev her ikke doseret på det mest optimale tidspunkt, som er det tidspunkt på året, hvor der er størst tilgængelighed af orthofosfat i vandfasen (dvs. sent efterår eller tidlig forår). I juni er mængden af orthofosfat, der er tilgængeligt i vandfasen lille, så derfor vil Phoslock™ først binde orthofosfat efter udfældningen på bunden, og derved binde frit orthofosfat

under frigivelsen fra sedimentet, hvilket giver en forsinket effekt. Indenfor 6 måneder faldt koncentrationen af total fosfor i Bärensee med ca. 70%, hvor den nu ligger på et konstant niveau trods variation i temperatur og redoxforhold ved bunden. Dette indikerer at fosfatfrigivelsen fra sedimentet er blevet forhindret af laget af Phoslock™. [Institut Dr. Nowak, 2009b].

#### 4.2.1 Dosering samt tilsætning af Phoslock™ til søer

Phoslock™ kan tilsættes til søer på to måder. Enten ved at opløse Phoslock™ i lidt søvand før tilsætning, således der dannes en "slurry", der efterfølgende kan tilsættes til den respektive vandfase. Ellers kan granulatet tilsættes via skruen på en motorbåd, således denne sørger for en opblanding af søvand og Phoslock™ granulatet. [Garman, 2008]. Ifølge producenten er det optimale tidspunkt for tilsætning af Phoslock™ før eller ca. 1 uge efter en algecycleklus [Phoslock, 2008b]. Det anbefales at Phoslock™ tilsættes over flere omgange for at få det bedste resultat [Phoslock, 2008a].

Til bestemmelse af doseringsmængde tages der udgangspunkt i at 100g Phoslock™ anslås at kunne binde 1-1,5g orthofosfat [Garman, 2008]. Den doserede mængde er afhængig af koncentrationen af biotilgængeligt orthofosfat samt total fosfor i vandfasen. Desuden er dosis afhængig af koncentrationen af mobilt fosfor i de øverste sedimentlag, idet det er denne fraktion der potentielt kan frigives til vandfasen som biotilgængeligt orthofosfat. [Phoslock, 2008a].

For udregning af doseret mængde Phoslock™ skal koncentrationen af mobilt fosfor i de øverste 10cm sediment bestemmes (g P/m<sup>2</sup>). Herefter kan dosis bestemmes ved at benytte at 100g Phoslock™ kan binde ca. 1g fosfor. Det anbefales at der ikke tilsættes mere end 500-600g Phoslock™ /m<sup>2</sup> sediment, idet større doser vil betyde, at omkostningen for behandlingen vil blive for stor. [Traill og Henriksen, 2009].

Der er udført projekter, hvor en kombinationsbehandling med Pax-15 og Phoslock™ er blevet afprøvet. Eksempelvis er søen De Rauwbraken i Holland blevet behandlet med en kombination af Pax-15 og Phoslock™. De Rauwbraken havde af og til problemer med opblomstring af blågrønalger i sommerperioden, således søen måtte lukke for rekreative formål, såsom svømning. Efter tilsætningen af kombinationsbehandlingen i foråret 2008 faldt koncentrationen af total fosfor i vandfasen med 93% og der sås efterfølgende ingen opblomstring af blågrønalger. [Lüring, 2009]. I dette projekter er der fokuseret på tilsætning af fædningsmidler i foråret, hvor det meste biotilgængelige orthofosfat er indbygget i planteplanktonets biomasse. Derfor er det meste fosfor i vandfasen på en form, som ikke øjeblikkeligt kan bindes af Phoslock™. Derfor er det afprøvet, hvorvidt en lille dosis Pax-15 tilsat dagen før tilsætningen af Phoslock™ kan flokkulere og udfælde planteplanktonet, således, at når Phoslock™ tilsættes dagen efter, er vandfasen opklaret og Phoslock™ ligger sig som et låg ovenpå det udfældede planteplankton. Når planteplanktonet nedbrydes og orthofosfat frigives, bindes dette til det låg af Phoslock™ der ligger ovenpå sedimentet og forhindres derved i at nå vandfasen, hvor det igen ville kunne indgå i planteplanktonbiomassen. [Traill og Henriksen, 2009].



## 5. Undersøgelser foretaget i projektet

Undersøgelserne foretaget i dette projekt har taget udgangspunkt i brugen af fældningsmidler som restaureringsmetode i Nols sø. Fra februar 2009 til maj 2010 er der taget vandprøver fra søen for at undersøge vandkvaliteten. De i april 2009 opstillede mesokosmer, hvori Phoslock™ og Pax-15 blev testet, blev færdigmoniteret og der blev udtaget sedimentkerner for at undersøge effekten af fældningsmidlerne på bl.a. fosfatfrigivelsen. Resultater fra disse forsøg sammenlignes med resultater fra Iversen (2009). Desuden blev der opstillet nye mesokosmer 5m længere ude i søen, hvor Phoslock™ og Pax-15 samt en kombination af disse blev testet in situ. På grund af den hårde vinter fra december 2009 til marts 2010 blev der dannet et ca. 30cm tykt lag is på Nols sø. Derfor var det ideelt at undersøge, hvorledes iltkoncentrationen samt næringsstofforholdene i vandfasen blev påvirket af dette tykke isdække. Slutteligt blev bidraget af næringsstoffer fra de største eksterne kilder til Nols sø undersøgt.

Materiale og metode afsnit til analyse af de forskellige vandkvalitetsparametre, prøvetagning samt forsøg i laboratoriet, findes i appendix 10.1.

### 5.1 Undersøgelse af vandkvaliteten i Nols sø

Sideløbende med monitoringen af in situ forsøget med tilsætning af fældningsmiddel til Nols sø, blev der fra februar 2009 til maj 2010 udtaget prøver fra selve søen for at undersøge vandkvaliteten. Der blev til bestemmelse af vandkvaliteten udtaget filtrerede vandprøver til bestemmelse af orthofosfat (jf. appendix 10.1.3), ammonium og nitrat (jf. appendix 10.1.6) samt ufiltrerede prøver til bestemmelse af total fosfor (jf. appendix 10.1.4). Jf. appendix 10.1.1 for prøvetagning. Der blev desuden filtreret søvand, således filtrene kunne bruges til bestemmelse af koncentrationen af klorofyl a (jf. appendix 10.1.8). Herudover blev der gennem hele perioden målt sigtddybde, temperatur og pH i søen.

Der blev indledningsvist udtaget sedimentkerner fra søbunden, hvorpå der blev målt fosfatfrigivelse fra sedimentet (jf. appendix 10.1.2). Fosfatfrigivelsen fra sedimentet blev målt i mørke ved stuetemperatur og både under aerobe og anaerobe forhold. Således kunne den potentielle maksimale frigivelse af orthofosfat fra sedimentet bestemmes. Sedimentsøjlerne blev derefter skåret op og der blev målt densitet, organisk indhold (jf. appendix 10.1.9) og indhold af total fosfor i intervallerne 0-5cm, 5-10cm og 10-20cm (jf. appendix 10.1.5).

### 5.2 Iltprofil og næringstilstand i vandfasen under ekstreme vinterforhold

Den kolde vinter i Danmark i december 2009/marts 2010 gjorde, at Nols sø blev dækket med et ca. 30cm tykt lag is. Derfor var det ideelt at undersøge om vandkvaliteten i søen blev påvirket af den pludseligt afskårede omrøring af vandfasen samt geniltning fra atmosfæren. Der blev derfor udvalgt fem stationer i Nols sø, hvor der d. 19/1-2010 blev målt iltprofil i dybden samt tilhørende næringsstofforhold i vandfasen. De fem stationer ses på figur 5.1.



Figur 5.1 viser en oversigt over de 5 stationers placering i Nols sø. Station 1 findes i den nordlige ende af søen, station 2 findes i den sydlige ende, nær udløbet fra de eksterne kilder. Station 3, 4 og 5 er placeret på hver sin side omkring træammerne hvori mesokosmerne er placeret. Den røde cirkel der ses i søens nordøstlige hjørne indikerer hvor den sidste station skulle have været, hvis ikke istykkelsen var for lille.

Der skulle egentlig være målt i seks stationer, jf. figur 5.1, men da istykkelsen var for lille i søens nordøstlige hjørne, blev der kun målt i 5 stationer. I hver stationen blev der boret hul i isen med et isbor ( $\varnothing=13\text{cm}$ ), hvorefter der indledningsvist blev målt ilt ved hjælp af en YSI-iltelektrode, der var kalibreret i hhv. iltmættet og iltfrit vand. Der blev desuden taget prøver til ammonium, nitrat, orthofosfat, total kvælstof samt total fosfor. Herefter blev en teleskopstang, hvorpå der var fastspændt en slange til prøvetagning af næringsstofprøver samt en YSI iltelektrode til måling af iltkoncentrationen. Der blev målt iltkoncentration samt taget prøver til bestemmelse af ammonium, nitrat og orthofosfat hver halve meter mens der kun blev udtaget prøver til bestemmelse af total kvælstof og total fosfor hver hele meter. På figur 5.2a og b ses forsøgssopstillingen.



Figur 5.2 a) billeder til venstre viser hullet i isen ved station 3, hvor teleskopstangen med påspændt iltelektrode samt slange til prøvetagning måler i vandfasen under isen. Ved siden af hullet ses iltmåleren. b) billedet til højre viser hele opstillingen.

Efter måling af iltkoncentrationen samt koncentrationen af næringsstoffer ned gennem vandsøjlen, blev iltkoncentration løbende målt løbende i top og bund af vandsøjlen indtil slutningen af februar 2010.

### 5.3 Estimering af bidrag fra eksterne kilder

I foråret 2010 blev næringsstofsammensætningen i fire af de eksterne kilder samt udløbet til Nols sø fra de eksterne kilder i søens sydlige ende ved parkeringspladsen målt løbende. Det drejede sig om følgende kilder: Station 1- Bidraget fra overløbsbygværk/regnvandsafstrømning fra den øvre del af Nolsvej samt de dertilhørende befæstede arealer målt i samlebrønd nr. 1, jf. figur 3.9 i afsnit 3.3. Station 2 – Bidrag fra separatafstrømmet regnvand/afstrømning fra dam sydvest for boldbanen samt drænvand herfra målt i samlebrønd nr. 2 jf. figur 3.9 i afsnit 3.3. Station 3 – Overfladeafstrømning fra bakkerne sydvest for boldbanen. Station 4 – Overfladeafstrømning fra nedre del af Nolsvej samt parkeringsplads. Næringsstofsammensætningen i de nævnte målestationer sammen med typetal fra litteraturen og måledata fra Larsen (2009), anvendes i nærværende rapport til at estimere bidraget af næringsstoffer fra de eksterne kilder til Nols sø. Opdelingen af de største eksterne kilder til Nols sø er nævnt i afsnit 3.3 og ser ud som følger.

- Kloak/overløb = Bidraget af næringsstoffer fra overløbsbygværket når dette aflaster til Nols sø under ekstreme regnhændelser
- Boldbaner = Bidraget af næringsstoffer fra gødskning af den øverste drænedede halvdel af boldbanerne, der ledes til Nols sø via drænrøret.
- Privat hus = Bidraget af næringsstoffer fra de to private boliger, Nolsvej 11 og 20, der ikke er koblet på den offentlige kloak.

- Landbrug = Bidraget af næringsstoffer fra landbrugsarealerne vest for boldbanerne, der leder overfladevand til dammen og videre via drænrøret, under boldbanerne, til Nols sø.

Ud over de ovennævnte eksterne kilder, der anses for at være de største bidragere af næringsstoffer til Nols sø, er der i denne rapport tilføjet en ekstern kilde som også menes at have en forholdsvis stor effekt på Nols sø. Der er her tale om følgende.

- Afstrømning fra befæstede arealer = Bidraget af næringsstoffer i form af overfladeafstrømning fra hhv. Parkeringsplads og den nedre del af Nolsvej samt separat afledt regnvand fra Vestergaardsvej/øvre del af Nolsvej. Desuden er bidraget af næringsstoffer fra fejkoblingen af spildevand på den separate regnvandsledning fra to husstande på Vestergaardsvej medtaget.

Tidligere blev kun bidraget af fosfor til Nols sø estimeret [Jammerbugt kommune, 2007], [Larsen, 2009]. I nærværende projekt blev også bidraget af kvælstof estimeret da denne faktor, som nævnt i afsnit 3.2, kan have ligeså stor betydning for væksten af planteplankton i Nols sø som fosfor. I de følgende afsnit er beskrevet hvorledes bidraget af næringsstoffer til søen er estimeret.

### 5.3.1 Kloak/overløb

Da der i projektperioden september 2009 - juni 2010 ikke blev observeret overløb til Nols sø fra overløbsbygværket på noget tidspunkt, har det kun været muligt at estimere næringsstofbidraget ved hjælp af oplysninger fra Larsen (2009) samt typetal fra litteraturen. Næringsstofbidraget fra overløbsbygværket blev bestemt ud fra ligning (1).

$$m_{P/N, \text{overløb}} = (Q_{\text{overløb}} \cdot t_{\text{overløb}} - V_{\text{tank}}) \cdot c_{P/N, \text{overløb}} \quad (1)$$

Hvor

- $m_{P/N}$  er massen af fosfor (P) eller kvælstof (N), kg
- $Q_{\text{overløb}}$  er overløbets vandføring, L/time
- $t_{\text{overløb}}$  er varigheden af overløbshændelsen, timer
- $V_{\text{tank}}$  er volumen af retentionstanken, L
- $c_{P/N, \text{overløb}}$  er koncentrationen af fosfor (P) eller kvælstof (N) i overløbsvandet.

Da  $Q_{\text{overløb}}$  er ukendt for overløbsbygværket i Saltum og denne afhænger af et antal forskellige faktorer, eksempelvis længde og højde af overløbskanten, som ligeledes er ukendte, beregnes bidraget af kvælstof og fosfor for en værdi af  $Q_{\text{overløb}}$  på 100L/sek svarende til 360000L/time, som anses for at være et kvalificeret gæt [Vollertsen, 2010]. Alternativt kan bidraget af næringsstoffer beregnes for forskellige værdier af  $Q_{\text{overløb}}$  for at undersøge sammenhængen mellem overløbsflowet og bidraget af næringsstoffer.  $V_{\text{tank}}$  er som tidligere nævnt 780m<sup>3</sup> svarende til 780000L. Massen af næringsstof tilført til Nols sø fra overløbsbygværket blev estimeret for hhv. 2008 og 2009. Der kunne ikke estimeres et bidrag for 2010 da der i maj måned endnu ikke havde været overløb til søen.

### 5.3.2 Boldbaner

Fra drænet under den øverste del af boldbanerne sydvest for søen ledes næringsrigt drænvand via af den på figur 3.8 betegnede samlebrønd nr. 2 til Nols sø. Da der i projektperioden ikke blev målt afstrømning, grundet mangel på en stor regnhændelse i foråret 2010, blev afstrømning fra drænet estimeret ved anvendelse af måledata fra Larsen (2009). Her blev der løbende foretaget målinger af vanddybden i samlebrønd nr. 2 under en regnhændelse. Der blev desuden udført en teksturanalyse af jorden under boldbanerne. Med kendskab til ændringerne i vanddybden i samlebrønd nr. 2 samt teksturen af jorden under boldbanerne, kunne det drænedes volumen regnvand derefter estimeres. Ud over måling af vanddybden over tid under regnhændelsen, blev der udtaget prøver til fosforbestemmelse således den aflastede mængde fosfor til Nols sø kunne bestemmes. Da der i Larsen (2009) som nævnt kun blev udtaget prøver til bestemmelse af fosfor, blev der i nærværende projekt anvendt en værdi af fosfor og kvælstof målt d. 28/4-2010. Det blev antaget, at de anvendte værdier for fosfor og kvælstof var tilsvarende de værdier der var den dag vanddybden blev målt idet det også regnede d. 28/4-2010.

Bidraget af næringsstoffer fra drænet til Nols sø blev estimeres ved først at finde drænstrømningen fra drænet til søen og derefter bestemme massen af næringsstoffer. Drænstrømningen blev beregnes ud fra ligning (2).

$$Q_{\text{drænet}} = 700 \text{ mm/år} \cdot k \cdot \left( \frac{10^4 \text{ m}^2/\text{ha}}{365 \text{ dage/år} \cdot 24 \text{ timer/dag} \cdot 3600 \text{ sek/time}} \right) \quad (2)$$

Hvor

- $Q_{\text{drænet}}$  er drænstrømningen, L/sek/ha
- $k$  er infiltrationskoefficienten, den del af regnvandet, der drænes

[Winther et al, 2006]

De i ligning (2) anvendte 700mm/år er en antaget årlig nedbørsmængde for Nordjylland. Infiltrationskoefficienten anvendt i Larsen (2009) blev fundet ved hjælp af teksturanalysen for jorden under boldbanerne. Jorden blev fundet at være overvejende sandjord. For sandjord er infiltrationskoefficienter ca. 0,4 [Winther et al, 2006]. Massen af næringsstof tilført til Nols fra drænet blev efterfølgende estimeret ved hjælp af ligning (3).

$$m_{P/N, \text{dræn}} = V_{\text{dræn}} \cdot A \cdot t_{\text{afstr}} \cdot c_{P/N, \text{dræn}} \quad (3)$$

Hvor

- $m_{P/N}$  er massen af fosfor (P) eller kvælstof (N), kg
- $Q_{\text{drænet}}$  er drænstrømningen, L/(sek·ha)
- $A$  er arealet af det drænedes område, ha
- $t_{\text{afstr}}$  er afstrømningens varighed, sek
- $c_{P/N, \text{dræn}}$  er koncentrationen af fosfor (P) eller kvælstof (N) i drænvandet

Arealet af det drænedes område blev i Larsen (2009) bestemt til 0,78ha.

### 5.3.3 Privat hus

Bidraget af næringsstoffer fra indsivningsbrønden vest for søen, blev beregnet som det bidrag der maksimalt kunne tilføres til Nols sø fra de to husstande på Nolsvej 11 og 20. Fra Nolsvej 11 bidrages der med 2,5PE fra to voksne og et barn. Nolsvej 11 er en sommerbolig, så derfor blev det antaget, at der herfra bidrages med 0,5PE. Typetal for indholdet af fosfor og kvælstof i husholdningsspildevand blev anvendt til at estimere bidraget til Nols sø herfra.

### 5.3.4 Landbrug

Afstrømningen fra bakkerne/landbrugsarealerne vest for boldbanerne løber via et ca. 3m langt indløbsrør ud i den lille dam, der ligger mellem landbrugsarealerne og boldbanerne (se figur 5.3a og b herunder).



**Figur 5.3 a) til højre ses den lille dam vest for boldbanerne, hvortil afstrømningen fra landbrugsarealerne vest for dammen tilløber. Nederst i billedet ses røret hvorfra overfladevandet strømmer til dammen. I baggrunden ses den øverste dræuede del af boldbanerne. b) til venstre ses udløbet til dammen. Der ses desuden hvordan vandføringen af overfladevandet fra landbrugsarealerne blev målt .**

Måling af afstrømning fra landbrugsarealerne og til dammen blev foretaget ved at undersøge hvor langt tid det tog at fylde et kendt volumen med vand (se figur 5.3b).

Vandet fra dammen løber, i dammens sydlige ende, ud i drænelingen, der dræner den øverste del af boldbanerne. Da overfladevandet fra landbrugsarealerne skal passere dammen før det løber i drænrørret, blev det antaget, at der skete en ændring i overfladevandets indhold af fosfor og kvælstof. Dammen virker netop som Nols sø, hvor næringsstoffer bliver indbygget i planteplankton og derefter sedimenterer ud på bunden. Derfor har udløbsvandet sandsynligvis et lavere indhold af næringsstoffer end indløbsvandet. Der blev derfor målt koncentration af kvælstof og fosfor i både indløbsvandet ved røret og udløbsvandet fra dammen til drænrørret. Det følgende viser en opstillet massebalance for dammen.

$$m_{P/N,ind} = Q_{ind} \cdot c_{P/N,ind}$$

$$m_{P/N,ud} = Q_{ud} \cdot c_{P/N,ud}$$

$$m_{P/N,fjernet} = m_{P/N,ind} - m_{P/N,ud}$$

Hvor

- $m_{P/N}$  er massen af fosfor (P) eller kvælstof (N) der løber til, fra eller er blevet fjernet fra dammen, kg
- $c_{P/N}$  er koncentrationen af fosfor (P) eller kvælstof (N) i ind- eller udløbsvandet, mg/L
- $Q$  er vandføringen af ind- eller udløbsvandet, L/sek

For at beregne hvor stor en mængde af næringsstoffer, der løber ud af dammen og videre via drænledningen til Nols sø, sættes  $Q_{ind}$  lig  $Q_{ud}$ .

### 5.3.5 Afstrømning fra befæstede arealer

For at estimere bidraget af næringsstoffer til Nols sø fra de befæstede arealer omkring søen, blev der som nævnt i afsnit 5.3 taget flere arealer i betragtning. I det følgende beskrives, hvorledes bidraget af næringsstoffer til søen blev estimeret for hhv. parkeringsplads og den nedre del af Nolsvej, separat afledt regnvand fra Vestergaardsvej/øvre del af Nolsvej samt de befæstede arealer.

#### *Parkeringsplads og nedre del af Nolsvej*

I Larsen (2009) blev det regnvandsbetingede bidrag fra parkeringsplads samt nedre del af Nolsvej bestemt ved hjælp af flowmålinger samt måling af fosfor i det afstrømmede regnvand, foretaget under en regnhændelse. Flowmålingerne blev udført på samme vis som beskrevet i afsnit 5.6.4. Da dette projekt også fokuserer på bidraget af kvælstof til søen, blev kun flowmålinger fra Larsen (2009) benyttet, hvorimod målinger af koncentrationen af kvælstof og fosfor blev udtaget i foråret 2010. Det blev antaget at koncentrationen af næringsstoffer i regnvandet taget i 2010 var nogenlunde den samme som koncentrationen i regnvandet da flowmålingerne blev udført.

I Larsen (2009) blev der, ud fra flowmålingerne taget over tid under en regnhændelse, opstillet en afstrømningshydrograf ud fra hvilken det totale afstrømmede volumen blev estimeret.

Den til søen tilførte mængde næringsstoffer blev estimeret ud fra ligning (4).

$$m_{P/N,overflade} = Q_{overflade} \cdot c_{P/N,overflade} \quad (4)$$

Hvor

- $m_{P/N,overflade}$  er massen af fosfor (P) eller kvælstof (N) tilført til Nols sø, kg
- $Q_{overflade}$  er vandføringen af overløbsvandet til Nols sø, L/sek
- $c_{P/N,overflade}$  er koncentrationen af fosfor (P) eller kvælstof (N) i overfladevandet, mg/L

Ud fra de målte afstrømningsvolumener blev der i Larsen (2009), fundet en sammenhæng mellem afstrømning og nedbør. Denne sammenhæng blev udnyttet til at bestemme det årlige bidrag af fosfor og kvælstof til Nols sø.

### Separat afledt regnvand

Afstrømning af separat afledt regnvand til Nols sø stammer fra hhv. Vestergaardsvej, der ligger umiddelbart syd for Nolsvej, den øvre del af Nolsvej samt de befæstede arealer omkring den øvre del af Nolsvej og Vestergaardsvej. I Larsen (2009) blev en årlig afstrømmet mængde regnvand estimeret ud fra viden om bestanddelen af befæstede impermeable overflader, hvorfra regnvandet ville afstrømme til afløbene. Størrelsen af oplandet, der bidrager med regnvand til de to gader, blev estimeret ved anvendelse af Google Earth. Oplandet, der bidrager med regnvand til Vestergaardsvej, blev estimeret til at være 37.500m<sup>2</sup>. Størrelsen af oplandet der bidrager til Nolsvej kan ses af tabel 5.1.

**Tabel 5.1 viser det estimerede areal af de befæstede arealer der bidrager med regnvand til det separate afløbssystem på Nolsvej. [Larsen, 2009].**

| Befæstet arealtype                                            | Sted                       | Areal [m <sup>2</sup> ] | Bidragende areal [m <sup>2</sup> ] |
|---------------------------------------------------------------|----------------------------|-------------------------|------------------------------------|
| Veje                                                          | Nolsvej                    | 2000                    | 125                                |
|                                                               | Indkørsel til Plejecentret | 720                     | 45                                 |
| P-pladser                                                     | Plejecenter                |                         | 1530                               |
|                                                               | Saltum Skole og SFO        |                         | 750                                |
|                                                               | Nolshallen                 |                         | 1350                               |
| Tagflader                                                     | Plejecenter                |                         | 1700                               |
|                                                               | Saltum Skole og SFO        |                         | 2000                               |
|                                                               | Nolshallen                 |                         | 1350                               |
| <b>Totalt bidragende opland til afløbssystemet på Nolsvej</b> |                            |                         | <b>8850</b>                        |

Med kendskab til arealet af det separatkloakerede opland, blev det årlige næringsstofbidrag til Nols sø beregnet ud fra ligning (5).

$$m_{P/N,regn} = c_{P/N,regn} \cdot V_{P/N,regn} = c_{P/N,regn} \cdot \phi \cdot A \cdot (R - R_0) \quad (5)$$

Hvor

- $m_{P/N,regn}$  er massen af fosfor (P) eller kvælstof (N), der tilføres til Nols sø i det separat afledte regnvand, kg/år
- $c_{P/N,regn}$  er koncentrationen af fosfor (P) eller kvælstof (N) i det separat afledte regnvand, mg/L
- $\phi$  er befæstelsesgraden af oplandet
- $A$  er oplandsarealet, m<sup>2</sup>
- $R - R_0$  er den årlige regnmængde minus initialtabet, der er den andel af den første nedbør, der ikke indgår i afstrømningen men i stedet eksempelvis fordamper eller opsamles i vandpytter, mm/år

For Vestergaardsvej blev der anvendt en befæstelsesgrad på 0,4 og for Nolsvej en befæstelsesgrad på 1, svarende til at afstrømningsvolumen er lig nedbørsmængden. Den årlige regnmængde blev, som før nævnt, antaget at være 700mm/år og initialtabet blev sat til 100mm/år.

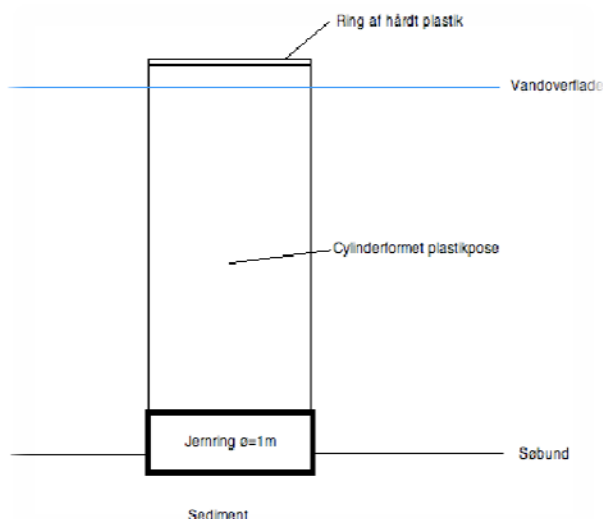


### ***Fejlkoblingen af to husstande på den separate regnvandsledning***

Indtil foråret 2009, blev der til Nols sø tilført urensset spildevand fra to husstande på Vestergaardsvej via den separate regnvandsledning. Dette svarer til en spildevandsbelastning fra 4PE til søen siden 70'erne. Dette har uden tvivl givet en hvis tilførsel af næringsstoffer, som ikke er blevet målt. Derfor er typetal for indholdet af fosfor og kvælstof i husholdningsspildevand blevet anvendt til at estimere bidraget til Nols sø herfra.

## **5.4 Mesokosmosforsøg I - Monitering af mesokosmer fra april 2009**

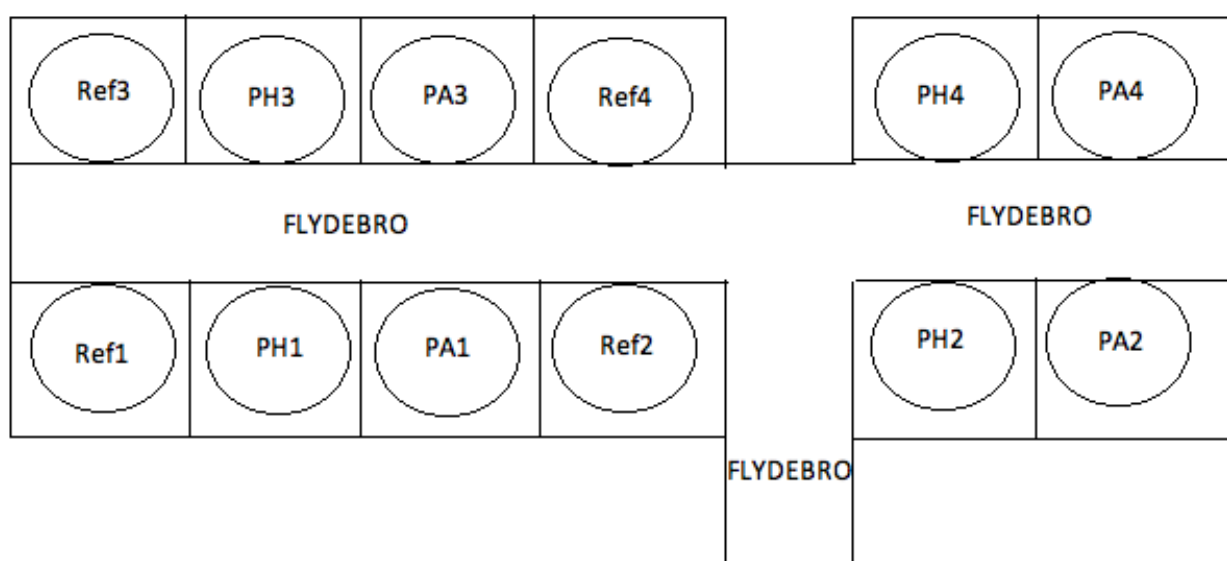
I april 2009 blev en mesokosmos-opstilling etableret i den sydøstlige ende af Nols sø. Opstillingen bestod af to trærammer, der var forbundet til søbredden via en flydebro. Opstillingen blev etableret af Jammerbugt kommune ca. 12m ude i søen i en vanddybde på 1,2-1,35m jf. figur 5.4 og 5.5. I disse trærammer var der lavet plads til opstilling af max. 12 mesokosmer. Selve mesokosmerne bestod af plastposer uden bund, en jernring ( $\varnothing=100\text{cm}$ ,  $h=\text{ca. } 20\text{-}30\text{cm}$ ) samt en plastikring ( $\varnothing=100\text{cm}$ ). Plastikken blev spændt henover jernringen med en spændesele, hvorefter jernringen blev sænket ned i vandet ved hjælp af snore, der var monteret for hver 50cm på jernringen, for at få en kontrolleret nedsænkning og dermed mindske risikoen for at plastikken blev revet af jernringen. En skitse samt et billede af et mesokosmos er vist herunder på figur 5.4a og b.



**Figur 5.4 a) Til venstre ses bestanddelene af hver enkelt mesokosmos. b) til højre ses et billede af opstilling af mesokosmerne i april 2009, hvor et mesokosmos er vist udfoldet [Iversen, 2009].**

Det blev antaget, at jernringen ved nedsænkning borede sig ned igennem det øverste ca. 15cm porøse sedimentlag og derved fæstnede sig selv til bunden. Efter nedsænkningen af jernringen blev den øverste del af plastikken, der nu stak op over vandoverfladen, fæstnet til plastikringen med plastikclips. Plastikringen blev efterfølgende fastmonteret til trærammen. Til disse mesokosmer blev

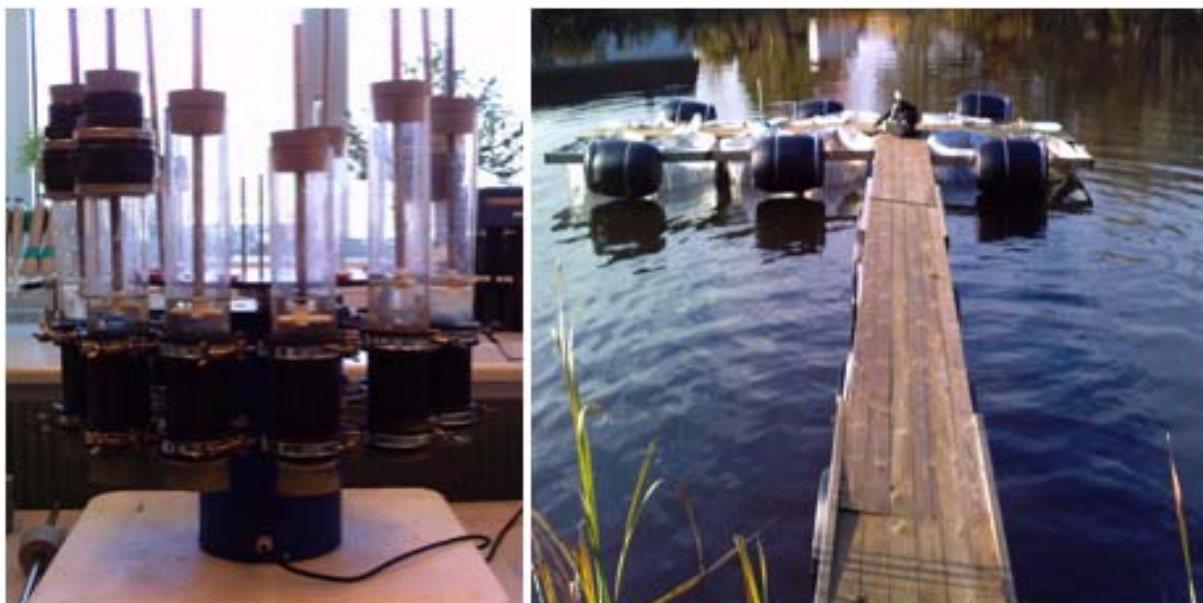
der d. 3/4-2009 tilsat fædningsmidler i form af PAX-15 (Kemira Water Denmark A/S) og Phoslock™ (Phoslock Water Solutions Ltd.). Der blev lavet firdobbelt bestemmelse således der blev tilsat Pax-15 til fire mesokosmer, Phoslock™ til fire mesokosmer og fire mesokosmer blev brugt som reference. Pax-15 blev tilsat i koncentrationen 222mL Pax-15/m<sup>2</sup>, hvilket svarer til en koncentration af aluminium på 22g Al/m<sup>2</sup>. Denne koncentration blev bestemt på baggrund af erfaringer fra litteraturen. Med udgangspunkt i dette blev det bestemt, at bruge et molært forhold mellem aluminium og indholdet af mobilt fosfor i sedimentet på 1:5, for ikke at tilsætte unødigt store mængder aluminium til søen og derved risikere toksiske bieffekter. Phoslock™ blev tilsat i koncentrationen 400g Phoslock™/m<sup>2</sup>. Denne koncentration blev bestemt med udgangspunkt i koncentrationen af mobilt fosfor i de øverste 10cm sediment (5 g/m<sup>2</sup>) og at 100g Phoslock™ siges at kunne binde 1g orthofosfat. Det vil sige, at der i princippet skulle tilsættes 500g Phoslock™/m<sup>2</sup>. Dog anbefales det, ikke at tilsætte Phoslock™ i en højere koncentration end 400g Phoslock™/m<sup>2</sup>, så derfor blev dette dosissen. På figur 5.5 herunder ses hvordan mesokosmerne var placeret.



Figur 5.5 viser de tolv trærammer, der blev placeret i Nols sø forenden af en flydebro, der forbinder trærammerne med søbredden. Forkortelserne står for følgende: Ref1-4 = de fire referencemesokosmer, PA1-4 = de fire mesokosmer tilsat PAX-15, PH1-4 = de fire mesokosmer tilsat Phoslock™.

Det skal nævnes, at data fra nogle af mesokosmerne blev fravalgt, idet der var opstået nogle fejlkilder. Data fra referencemesokosmos 2, Pax-15-mesokosmos 2 og Phoslock™-mesokosmos 2 blev fravalgt fra og med d. 5/5-2009 da der den dag blev udtaget sedimentprøver herfra og efterfølgende data herfra ikke længere ville være repræsentative. Pax-15-mesokosmos 3 blev fravalgt, da der ved optagningen af mesokosmerne i efteråret 2009 blev observeret, at dette mesokosmos ikke nåede helt ned til bunden, og derfor ikke kunne repræsentere et isoleret udsnit af søen. Slutteligt blev data Pax-15- og Phoslock™-mesokosmos 4 fravalgt, da det i efteråret 2009 blev observeret at plastringen, der holdt mesokosmerne oven vande, blev brugt som siddeplads for skarv, hvilket uundgåeligt gav en uønsket næringsstoftilførsel, i form af fugleekskremer, der ikke kunne estimeres.

Efter Iversen (2009) afsluttede sin monitorering af mesokosmerne i maj 2009, blev meskosmerne bevaret således en fortsættelse af projektet kunne foregå. Monitoringen af mesokosmerne foretaget i nærværende projekt startede igen d. 12/10-2009 og sluttede d. 11/11-2009. Forsøgsoptstilling i Nols sø ses på figur 5.5b. Efter afsluttende monitorering blev der udtaget sedimentprøver fra mesokosmerne, hvorpå der i laboratoriet blev målt fosfatfrigivelsesrate. Der blev udtaget to sedimentprøver fra hhv. referencemesokosmos 1 og 3, Pax-15-mesokosmos 1 og 3 og Phoslock™-mesokosmos 1 og 3. Frigivelsesraten blev, ligesom frigivelsesraten for søen, målt i mørke ved stuetemperatur og under både aerobe og anaerobe forhold. Figur 5.6a viser et billede af opstillingen i laboratoriet.



Figur 5.6 a) Billedet til venstre viser opstillingen af fosfor frigivelsesforsøget i laboratoriet. Billedet er taget under forsøget med anaerobe forhold. b) Billedet til højre viser mesokosmos opstillingen i Nols sø set fra den syd-østlige søbred.

Efter afslutning af forsøget med fosfatfrigivelse fra sedimentet, blev søjlerne skåret op i intervallerne 0-5cm, 5-10cm og 10-20cm for at bestemme densitet, organisk indhold samt koncentrationen af total fosfor i sedimentet. Dette blev gjort på samme måde som beskrevet i afsnit 5.1.

## 5.5 Mesokosmosforsøg II – Monitering af mesokosmer fra november 2009

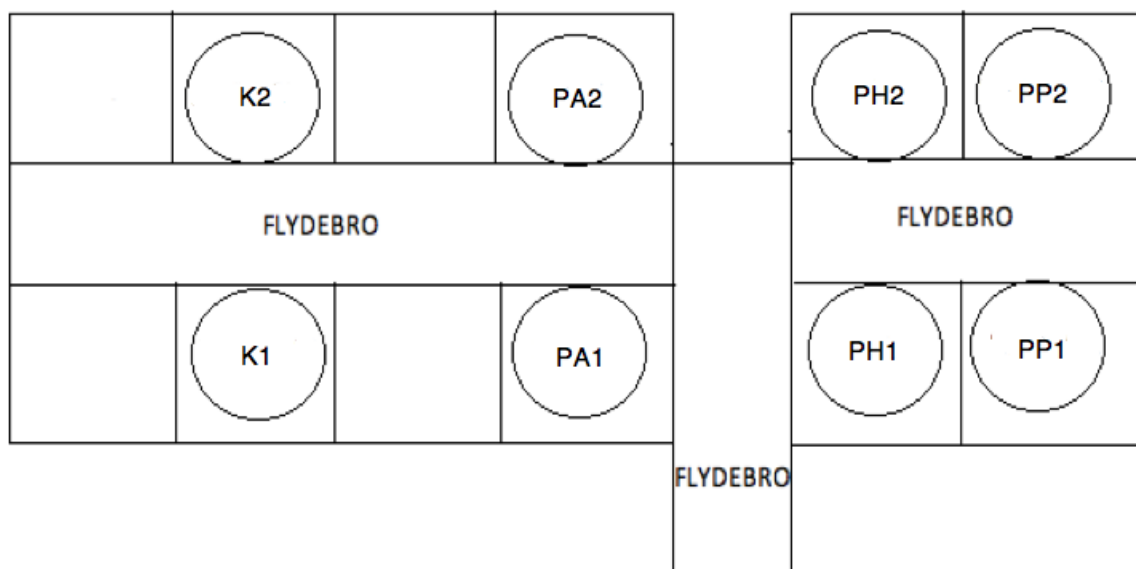
Efter afsluttende monitering af de i foråret 2009 opstillede mesokosmer, blev jernringene taget op og flydebroen med trærammerne blev forlænget, således trærammerne blev placeret 5m længere ude i Nols sø. Den nye opstilling er vist på figur 5.7 herunder.



Figur 5.7 viser den nye mesokosmos opstilling set fra den sydøstlige søbred.

Her var vanddybden omkring 2m i forhold til de tidligere mesokosmer, hvor vanddybden var omkring 1,2-1,35m. Her forventedes det dels, at der ikke kunne forekomme vækst af makrofytter i mesokosmerne dels, at laget af kulturslam var tykkere, således det potentielt kunne afgive mere orthofosfat til vandfasen. Der etableredes i slutningen af november 2009 8 nye mesokosmer fordelt

således, at der placeredes 4 mesokosmer på hver side af flydebroen, der forbandt trærammerne med søbredden. Mesokosmerne blev d. 25/11-2009 tilsat de to fældningsmidler Pax-15 og Phoslock™. Målet var at undersøge effekten af fældningsmidlerne på frigivelsen af orthofosfat fra sedimentet når fældningsmidlerne blev tilsat på det optimale tidspunkt, dvs. sent efterår, hvor størstedelen af den fosfor, der findes i vandfasen, findes på opløst, uorganisk form. Der blev i forsøget lavet dobbeltbestemmelse således Pax-15 blev tilsat to mesokosmer, Phoslock™ blev tilsat to mesokosmer, en kombinationsbehandling af Pax-15 og Phoslock™ blev tilsat to mesokosmer og to mesokosmer blev brugt til kontrol. Placeringen af mesokosmerne ses på figur 5.8.



Figur 5.8 viser trærammerne placeret forenden af flydebroen, der forbinder rammerne med søbredden. I hver mesokosmos er der anført hvilket fældningsmiddel der er tilsat d. 25/11-2009. Forkortelserne står for følgende: K1-2 = de to kontrolmesokosmer, PA1-2 = de to Pax-15-mesokosmer, PH1-2 = de to Phoslock™-mesokosmer, PP1-2 = de to kombinationsmesokosmer.

Dosis af Phoslock™ og Pax-15 tilsat mesokosmerne blev bestemt på samme måde som i forsøget udført i Iversen (2009). Der blev derfor tilsat Phoslock™ i koncentrationen 400g Phoslock™/m<sup>2</sup> og Pax-15 i koncentrationen 222mL Pax-15/m<sup>2</sup>. Til mesokosmerne, hvortil en kombination af Pax-15 og Phoslock™ skulle tilsættes, blev Pax-15 tilsat i et molært forhold mellem Pax-15 og mobilt fosfor i de øverste 10cm af sedimentet på 1:1. Dette forhold svarer til en koncentration af Pax-15 på 44,4mL Pax-15/m<sup>2</sup>. Et døgn efter tilsætningen af Pax-15, blev Phoslock™ tilsat i koncentrationen 400g Phoslock™/m<sup>2</sup>. Før tilsætningen af Pax-15 til mesokosmerne blev opløsningen, indeholdende Pax-15, pH-justeret med 1M natriumhydroxid for at undgå en reduktion i pH efter tilsætningen.

Efter tilsætningen af fældningsmidlerne d. 25/11-2009 blev mesokosmerne monitoreret ugentligt i 14 dage. Efterfølgende blev mesokosmerne monitoreret månedligt, idet det blev antaget, at der ikke skete nogen nævneværdig omsætning af næringsstoffer i vandfasen samt i sedimentet i vinterperioden. Efter isen brød i marts 2010 blev mesokosmerne monitoreret ugentligt for at følge vandkvaliteten nøje under forårsopblomstringen af planteplankton. Efter endt monitoring af mesokosmerne d. 4/5-2010, blev der udtaget sedimentkerner herfra, for at undersøge effekten af fældningsmidlerne på fosfatfrigivelsen fra sedimentet samt at undersøge densitet, organisk indhold samt total fosfor i sedimentet. Dette blev gjort på samme måde som beskrevet i afsnit 5.1. Der blev udtaget to sedimentkerner fra hhv. kontrolmesokosmos 2, Pax-15-mesokosmos 2, Phoslock™-mesokosmos 2 og kombinationsmesokosmos 2.

## 5.6 Effekt af Phoslock™ og Pax-15 på iltforhold

For at måle om fædningsmidlerne Pax-15 og Phoslock™ har nogen effekt på iltforbruget i sedimentet, blev optagne intakte sedimentkerner fra søen skåret op. Det blev antaget, at størstedelen af omsætningen sker i de øverste 10cm af sedimentet. Derfor blev 11 sedimentkerner skåret op i intervallerne 0-2cm og 2-10cm. De respektive sedimentintervaller for de 11 sedimentkerner blev efter opskæring homogeniseret og der blev pakket 9 sedimentsøjler således, at der først blev overført 8cm af sedimentet fra intervallet 2-10cm, hvorefter søjlerne blev banket ned i gulvet 3 gange for at få sedimentet til at falde sammen. Dernæst blev 2cm af sedimentet fra intervallet 0-2cm overført til sedimentsøjlerne, hvorefter søjlerne blev banket 3 gange i gulvet. Således blev det sikret at søjlerne var pakket nogenlunde ens. Herefter blev iltforbrug, orthofosfat, ammonium, nitrat og pH målt på de pakkede sedimentsøjler i 6 timer. Herefter blev Pax-15 og Phoslock™ tilsat til tre søjler hver i en koncentration på hhv. 222mL Pax-15/m<sup>2</sup> og 400g Phoslock™ /m<sup>2</sup>. Efter tilsætningen blev forsøget gentaget to gange. Iltforbruget blev målt i mørke og ved stuetemperatur (jf. appendix 10.1.11 for beskrivelse af forsøget).



## 6. Resultater

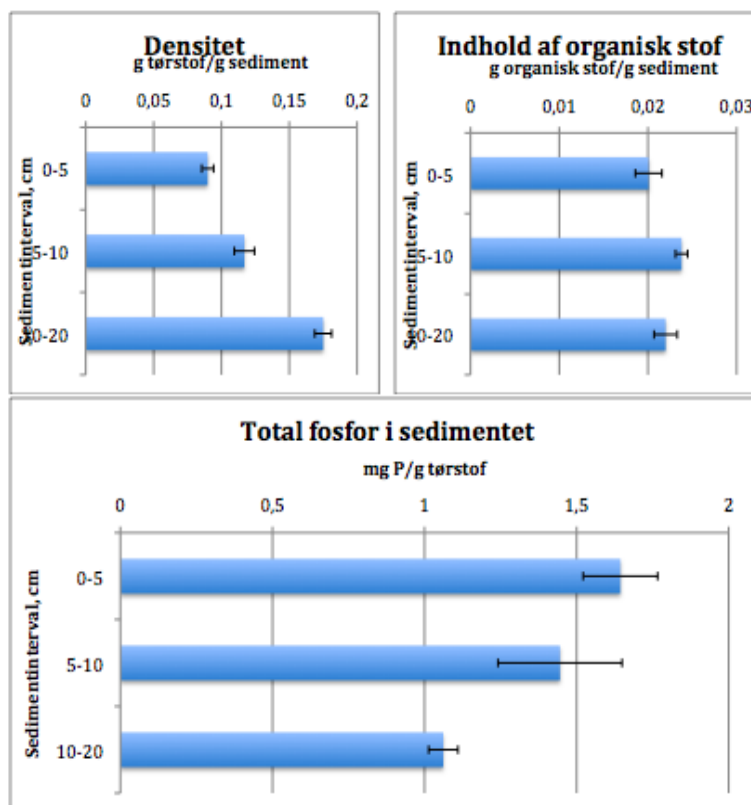
I følgende afsnit er resultaterne for de i projektet udførte forsøg opstillet. For alle prøver udtaget til analyse af vandkvalitets parametre gælder det, at prøverne er taget ca. 15cm under vandoverfladen.

### 6.1 Undersøgelse af vandkvaliteten i Nols sø

Resultaterne fra målingen af vandkvaliteten i Nols sø i nærværende projekt (perioden oktober 2009-maj 2010) er i dette afsnit kædet sammen med tidligere resultater for analyse af vandkvaliteten udført af Iversen (2009) (perioden februar 2009 – juni 2009). Dette er gjort for at skabe et større overblik over vandkvaliteten i Nols sø over året. Resultaterne findes i excelarket "*Vandkvalitetsdata\_mesokosmosforsøg I*".

Nols sø var fra slutningen af december 2009 til slutningen af marts 2010 dækket af et islag der, da det var tykkest, målte omkring 30cm. Dette betyder, at der i denne periode blev taget vandprøver til undersøgelse af de forskellige vandkvalitetsparametre under isen. I denne periode blev der ikke målt sigtddybde. Klorofyl a koncentrationen kan derimod give et billede af væksten af planteplankton under isen. Umiddelbart efter isen brød, sås der en opblomstring af grønalger samt få blågrønalger. Dog var det grønalgerne (arter af *chlorococcales* og eugleniner herunder især *Euglena Tripteris*), der var dominerende. I slutningen af april 2010 blev blågrønalgen *Oscillatoria* dominerende. I starten af måleperioden og indtil isen brød lå pH i søen omkring 6-7. Da isen brød og der blev observeret opblomstring af planteplankton, steg pH i vandet til >8 grundet den store primærproduktion.

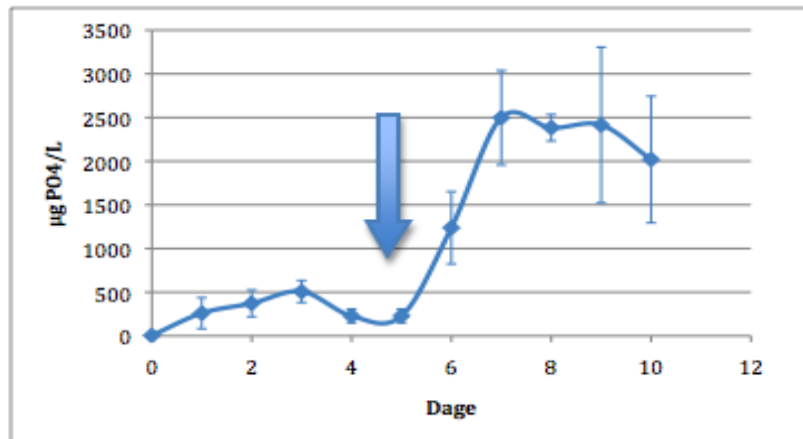
Indledningsvist blev densitet, organisk indhold samt koncentration af total fosfor i sedimentet undersøgt på sedimentsøjler udtaget d. 15/4-2010. Resultaterne herfra kan ses i excelarket "*Total P i sediment\_Søjler fra søen.xlsx*". Dette blev gjort fordi netop densiteten og det organiske indhold har indflydelse på indholdet af total fosfor i den øverste del af sedimentet. Størrelsen af denne faktor er af afgørende betydning for sedimentets potentiale til at frigive orthofosfat til vandfasen. Figur 6.1 herunder viser densiteten af sedimentet, det organiske indhold samt koncentrationen af total fosfor i sedimentet i intervallerne 0-5cm, 5-10cm samt 10-20cm. Netop disse intervaller er valgt bygget på antagelsen om, at den største omsætning af organisk stof sker i de øverste 20cm sediment.



Figur 6.1 Øverst til venstre ses densiteten i de forskellige sedimentintervaller for Nols sø samt de dertilhørende standardafvigelser. Øverst til højre ses for søen, indholdet af organisk stof i sedimentintervallerne samt de dertilhørende standardafvigelser. Nederst ses koncentrationen af total fosfor i de forskellige sedimentintervaller samt de dertilhørende standardafvigelser. Bemærk forskellig skalering på x-aksen

Figur 6.1 viser at jo dybere sedimentet, der analyseres, jo større densitet. Densiteten i sedimentet ligger imellem 0,09g tørstof/g sediment i sedimentintervallet 0-5cm og 0,18g tørstof/g sediment for sedimentintervallet 10-20cm. Af figuren ses det at indholdet af organisk stof ikke viser en klar stigende eller faldende tendens ned gennem sedimentet. Koncentrationen af total fosfor har en klar faldende tendens. Det er bemærkelsesværdigt, at indholdet af organisk stof i sedimentet ikke har en faldende tendens, når koncentrationen af total fosfor i sedimentet er faldende. Indholdet af organisk stof i sedimentet har stor betydning for koncentrationen af total fosfor idet kun ca. 40% af fosfor i sedimentet er mobilt, hvor resten stort set er bundet i organisk materiale [Traill og Henriksen, 2009].

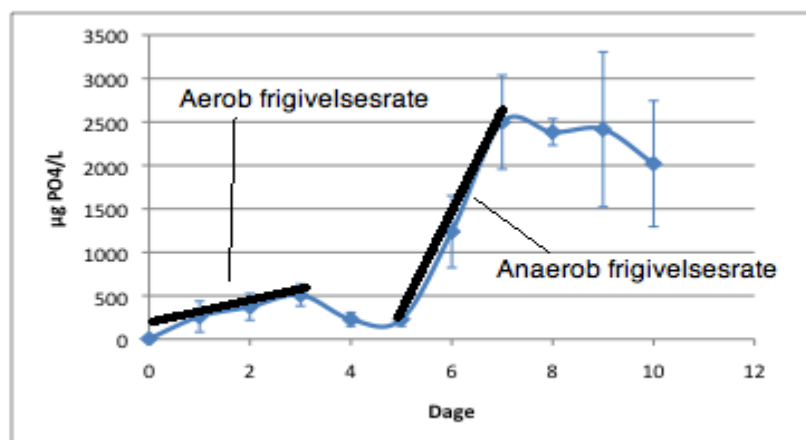
Indholdet af total fosfor i sedimentet er afgørende for størrelsen af sedimentets frigivelsespotential af orthofosfat til vandfasen. Fosfatfrigivelsen fra sediment til vandfasen blev målt både aerobt og anaerobt i laboratoriet jf. afsnit 5.1 og appendix 10.1.2. Resultater herfra kan ses i excelarket "*P-udvekslingsforsøg på sedimentsøjler\_2009-2010.xlsx*". Figur 6.2 nedenfor viser frigivelsen af orthofosfat fra sediment til vandfase på sedimentsøjler udtaget i Nols sø.



Figur 6.2 viser koncentrationen af orthofosfat i vandsøjlen målt over tid samt de dertilhørende standardafvigelser. Koncentrationen af orthofosfat blev både målt aerobt og anaerobt . Den blå pil indikerer, hvor vandet i sedimentsøjlerne blev gjort anaerobt. Dette skete på dag 5.

På figur 6.2 ses en stigning i den aerobe frigivelse af orthofosfat til vandfasen fra start og indtil dag 4. Efter 5 dage blev søjlerne gjort anaerobe ved gennembobling af nitrogen samt tilsætning af natriumdithionit (til koncentration på 5mM) jf. afsnit 10.1.2. Efter dette ses en stigning i fosfatkoncentrationen i vandfasen fra ca. 140µg PO<sub>4</sub>/L til ca. 2400µg PO<sub>4</sub>/L. Dette betyder at der sker en væsentlig højere fosfatfrigivelse under anaerobe forhold end under aerobe.

De aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater fra sedimentet blev fundet ved at finde hældningen af initialstigningerne under hhv. aerobe og anaerobe forhold for koncentrationen af orthofosfat i vandfasen. De fundne hældninger ses på figur 6.3 herunder.



Figur 6.3 viser hældningerne på de initiale aerobe og anaerobe stigninger, hvorfra de aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater bestemmes ud fra.



Hældningen på den aerobe stigning er ca.  $160\mu\text{g PO}_4/\text{dag}$  og for den anaerobe stigning ca.  $1130\mu\text{g PO}_4/\text{dag}$ . Når disse hældninger er kendte, kan fosfatfrigivelsesraten bestemmes ud fra følgende udtryk.

$$\text{Frigivelsesrate} = \frac{\left( \frac{\text{hældning} \cdot V_{\text{vand}}}{A_{\text{søjletværsnit}}} \right)}{1000}$$

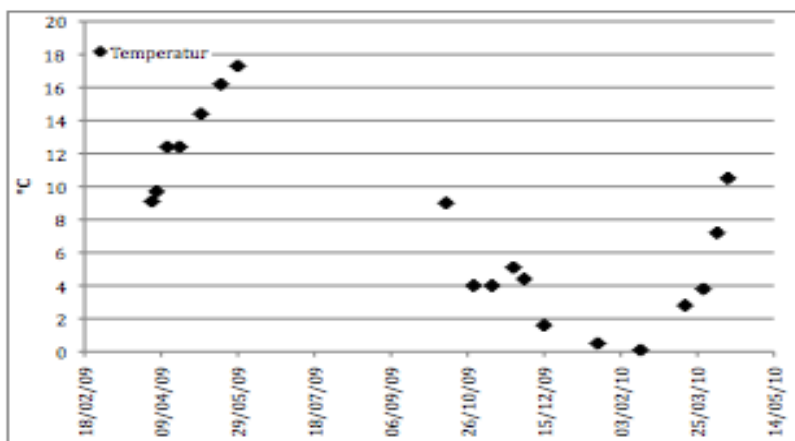
Hvor

$A_{\text{søjletværsnit}}$  er arealet af sedimentsøjletværsnittet,  $\text{m}^2$

$V_{\text{vand}}$  er volumen vand over sedimentet, L

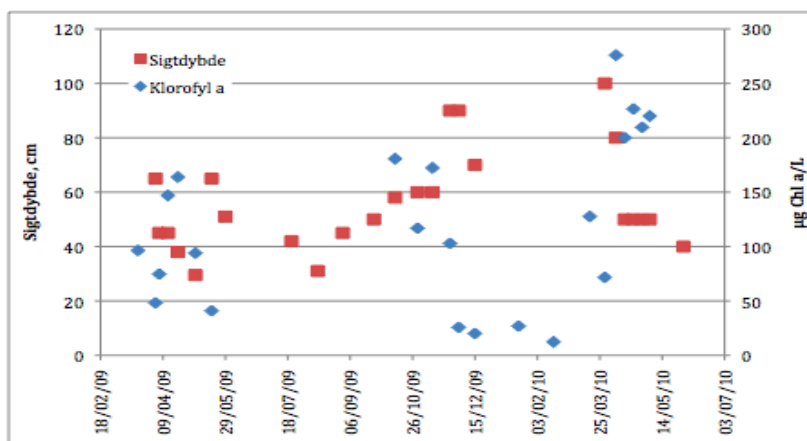
Sættes hældningerne ind i ovenstående udtryk, fås en aerob frigivelsesrate på ca.  $33\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{dag}$  og en anaerob frigivelsesrate på ca.  $230\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{dag}$ .

Vandtemperaturen i Nols sø målt over hele måleperioden er vist på figur 6.4 herunder.



Figur 6.4 viser temperaturen i vandfasen i Nols sø over hele måleperioden. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger

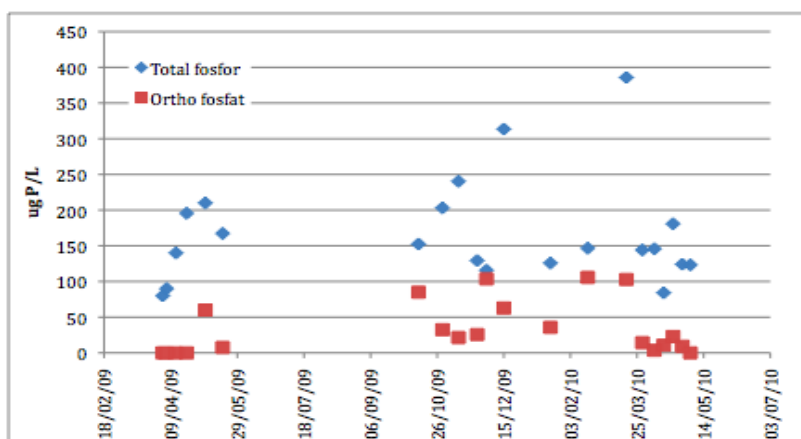
Figur 6.5 herunder viser sigtddybden samt koncentrationen af klorofyl a i vandfasen i Nols sø målt over hele måleperioden.



Figur 6.5 Viser koncentrationen af klorofyl a og sigtdybden målt over tid . Klorofyl a koncentrationen er afbildet til højre og sigtdybden til venstre. Bemærk forskellige skalering på de to y-akser. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger

Det skal bemærkes, at der ikke er målt koncentration af klorofyl a men kun sigtdybde i perioden d. 18/5-2009 – 12/10-2009. Det ses af figuren at de to grafer er omvendt proportionale. Dette skyldes, at koncentrationen af klorofyl a er et udtryk for mængden af planteplankton i vandfasen, som har indvirkning på sigtdybden. Når sigtdybden er lav er koncentrationen af klorofyl a høj, hvilket også ses af figur 6.5. Sigtdybden er forholdsvis høj (ca. 100cm) i slutningen af marts 2010, hvor isen netop var ved at bryde. Efterfølgende faldt sigtdybden, mens koncentrationen af klorofyl a steg som følge af opblomstringen af planteplankton.

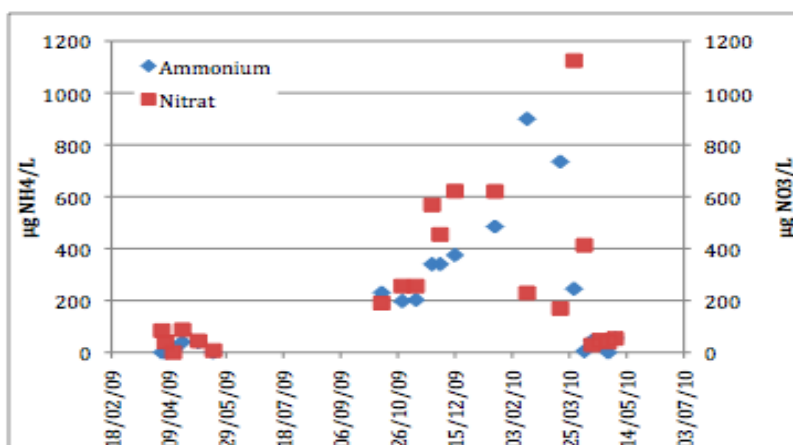
Koncentrationen af fosfor og kvælstof er vigtig for vandkvaliteten, idet det er disse næringsstoffer, der kan være begrænsende for væksten af planteplankton. Figur 6.6 herunder viser koncentrationen af total fosfor og orthofosfat i vandfasen over hele måleperioden. Det skal bemærkes at der ikke er målt total fosfor eller orthofosfat i perioden d. 18/5-2009 til d. 12/10-2009.



Figur 6.6 viser hhv. koncentration af orthofosfat og total fosfor målt over tid. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger

Koncentrationen af total fosfor er i hele perioden  $>80 \mu\text{g P/L}$ . Den 17/3-2010 ses den højeste koncentration af total fosfor på ca.  $380 \mu\text{g P/L}$ . Koncentrationen af orthofosfat er i starten af måleperioden ikke målbar grundet et højt indhold af planteplankton, jf. figur 6.5. I takt med at koncentrationen af klorofyl a igen falder, stiger koncentrationen af orthofosfat igen og var på sit højeste d. 2/12-2010, hvor der var en koncentration på ca.  $100 \mu\text{g PO}_4/\text{L}$ .

Figur 6.7 herunder viser koncentrationen af ammonium og nitrat i vandfasen i Nols sø over hele måleperioden (med undtagelse af perioden 18/5-2009 til 12/10-2009).



Figur 6.7 viser koncentrationen af hhv. Ammonium og nitrat i vandfasen over måleperioden. Indholdet af ammonium og nitrat er ikke målt fra d. 18/5-2009 til d. 12/10-2009. Koncentrationen af ammonium er afbildet med blå på y-aksen til venstre og nitrat med rødt på y-aksen til højre. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger

Koncentrationen af ammonium og nitrat er omvendt proportionale. Dette betyder, at når der er høj koncentrationen af ammonium i vandfasen, er der lav koncentration af nitrat. Koncentrationen af ammonium i vandfasen er høj i foråret 2010 lige før det tidspunkt, hvor der blev observeret fiskedød i Nols sø. Omvendt var koncentrationen af nitrat lav i denne periode. På det tidspunkt, hvor der blev observeret fiskedød i søen (d. 29/3-2010), var isen netop begyndt at bryde, således der igen kunne blive tilført ilt fra atmosfæren til vandfasen. P tidspunkter, hvor isen begyndte at bryde, faldt koncentrationen af ammonium mens koncentrationen af nitrat steg kraftigt. Slutteligt i måleperioden, hvor der var en stor opblomstring af planteplankton, var koncentrationen af både ammonium og nitrat lav.

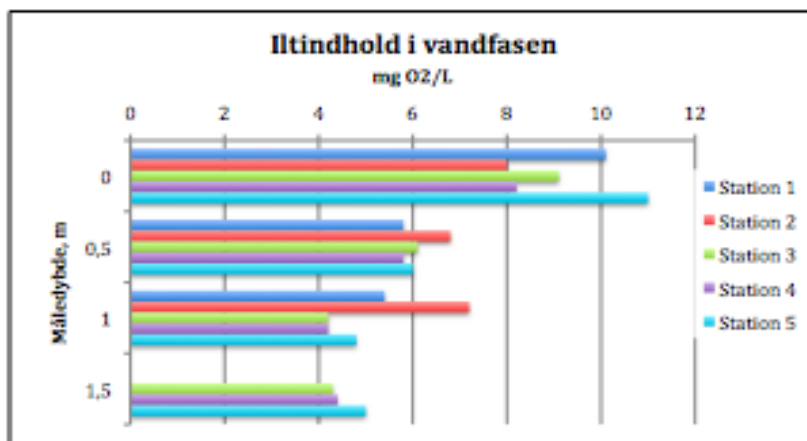
## 6.2 Iltprofil og næringstilstand i vandfasen under ekstreme vinterforhold

D. 19/1-2010 målt iltforhold samt næringsstoffer i vandfasen for at undersøge om den efterhånden ca. 15cm tykke is, havde haft nogen effekt på forholdene i vandfasen. Resultaterne herfra findes i excelarket "Iltprofil og næringsstoffer i Nols sø\_d.19/1-2010.xlsx". Placeringen af målestationer ses på figur 5.1. Iltindholdet samt koncentration af orthofosfat og uorganisk kvælstof blev målt hver halve meter. Koncentrationen af total fosfor og kvælstof blev kun målt hver meter, da det blev antaget, at denne ikke ville variere betydeligt med dybden. Vanddybden varierede i de forskellige stationer og er vist på tabellen herunder.

Tabel 6.1 viser vanddybden i de respektive målestationer i Nols sø

| Station nr.  | 1   | 2    | 3   | 4   | 5   |
|--------------|-----|------|-----|-----|-----|
| Vanddybde, m | 1,3 | 1,15 | 1,8 | 1,8 | 1,8 |

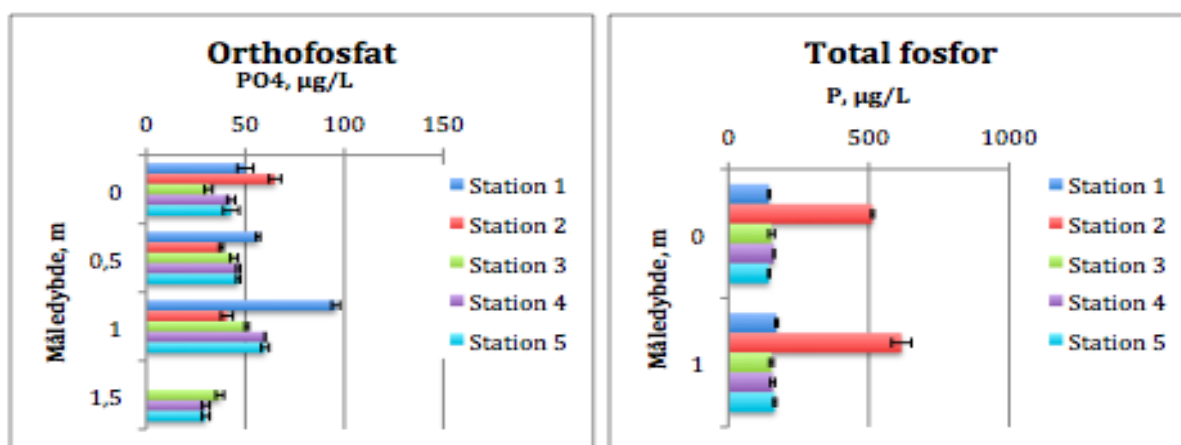
For at undersøge hvorvidt iltindholdet ændrede sig i dybden, blev iltkoncentrationen i vandfasen målt for hver halve meter. Figur 6.8 herunder viser hvordan iltkoncentrationen i vandfasen ændrer sig i dybden i de forskellige målestationer.



Figur 6.8 viser iltindholdet i mg O<sub>2</sub>/L i vandfasen målt hver halve meter i målestationerne samt de dertilhørende standardafvigelser.

Iltkoncentrationen faldt i alle målestationer med dybden. Iltkoncentrationen i overfladevandet lå mellem 8-11 mg O<sub>2</sub>/L og i bundvandet mellem 4,3-7,2 mg O<sub>2</sub>/L. For alle stationer, på nær station 2, var iltkoncentrationen i bundvandet faldet med ca. 5 mg O<sub>2</sub>/L i forhold til vandet ved overfladen. I station 2 blev der observeret en forskel på overflade- og bundvand på kun ca. 1 mg O<sub>2</sub>/L. Fra d. 19. januar 2010 til slutningen af februar 2010 blev iltkoncentrationen i søen målt regelmæssigt. Iltkoncentrationen i overfladevandet faldt til ca. 6-8mg O<sub>2</sub>/L i topvandet, men den i bundvandet lå konstant omkring 4-5mg O<sub>2</sub>/L. I slutningen af marts 2010 brød isen og der blev observeret fiskedød i søen. Der blev her opfisket omkring 120kg døde fisk. Dette betød at iltkoncentrationen, fra slutningen af februar 2010, hvor iltkoncentrationen sidst blev målt, og til midten af marts 2010, var faldet til <4mg O<sub>2</sub>/L.

Koncentrationen af næringsstoffer blev som nævnt målt for hhv. hver halve og hver hele meter. Figur 6.9a og b herunder viser hhv. koncentrationen af orthofosfat målt hver halve meter for hver af de 5 stationer og koncentrationen af total fosfor målt for hver meter.

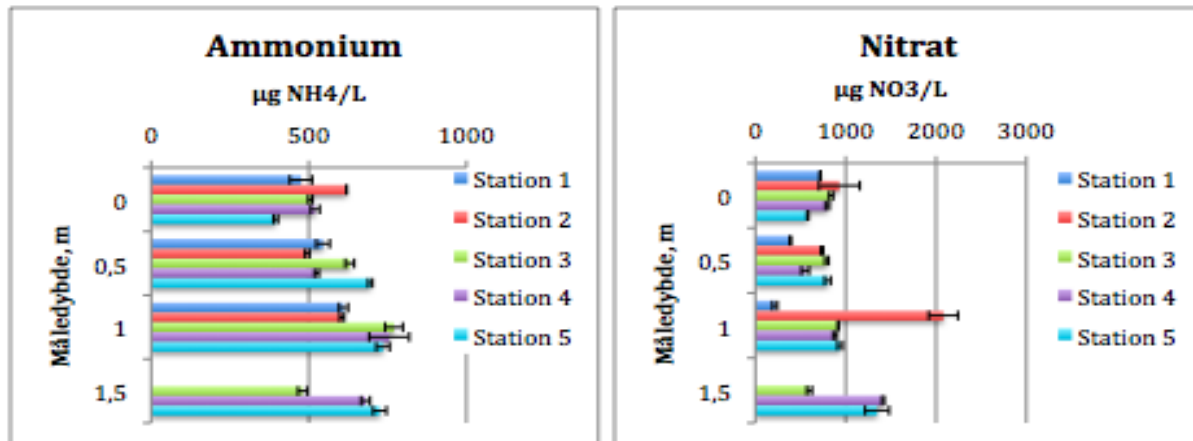


Figur 6.9 a) Til venstre ses koncentrationen af orthofosfat målt hver halve meter ned gennem vandfasen for alle 5 stationer samt de dertilhørende standardafvigelser. b) Til højre ses koncentrationen af total fosfor målt hver meter ned gennem vandfasen for alle målestationer samt de dertilhørende standardafvigelser. Bemærk forskellig skalering på x-aksen.

Koncentrationen af orthofosfat ned gennem vandfasen er nogenlunde konstant for alle 5 målestationer på ca. 50µg PO<sub>4</sub>/L. Station 1 udviser dog en højere koncentration af orthofosfat ved bunden end de andre målestationer. Koncentrationen af total fosfor ligger for hver målestation også nogenlunde

konstant på ca.  $150\mu\text{g P/L}$  ved overflade og ved bund. Station 2 udviser dog koncentrationer af total fosfor, der er ca. 4 gange højere end for de resterende målestationer.

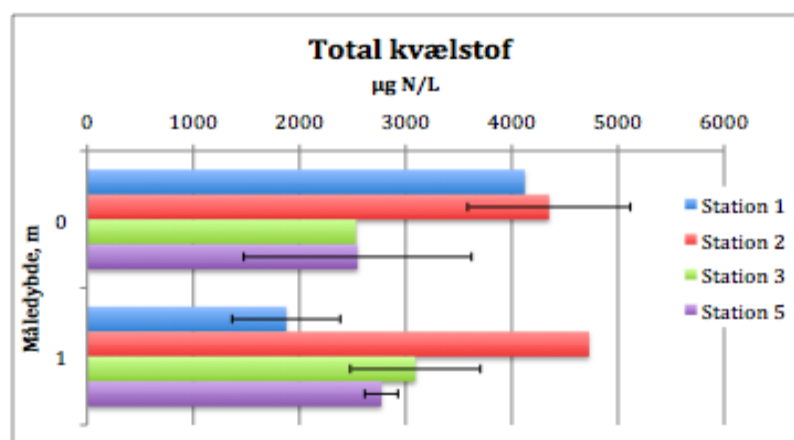
Figur 6.10a og b herunder viser de uorganiske fraktioner af kvælstof, ammonium og nitrat, målt for hver halve meter i vandfasen for hver målestation.



Figur 6.10 a) Til venstre ses koncentrationen af ammonium i vandfasen målt for hver halve meter i hver målestation samt de dertilhørende standardafvigelser. b) Til højre ses koncentrationen af nitrat i vandfasen målt for hver halve meter i hver målestation samt de dertilhørende standardafvigelser. Bemærk forskelling skalering på x-akserne.

Koncentrationen af ammonium er generelt stigende ned gennem vandfasen for alle målestationerne. Denne stigning er dog ikke markant, og størrelsen af standardafvigelserne gør det svært at sige ,om der er tale om en reel stigning. Ammoniumkoncentrationen ligger for alle målestationer omkring  $500\mu\text{g NH}_4/\text{L}$  i topvandet og omkring  $5-600\mu\text{g NH}_4/\text{L}$  i bundvandet. Ligesom med koncentrationen af ammonium, fluktuerer koncentrationen af nitrat ned gennem vandfasen. Der kan ikke tales om en generel stigende eller faldende tendens. Koncentrationen af nitrat ligger omkring  $800-1000\mu\text{g NO}_3/\text{L}$  i hele vandfasen med undtagelse af målingen ved bunden i station 2, der udviser en koncentration af nitrat på ca.  $2000\mu\text{g NO}_3/\text{L}$  , hvilket er en faktor 2 højere end den højeste nitratkoncentration målt i de andre stationer.

Figur 6.11 herunder viser koncentrationen af total kvælstof ned gennem vandfasen. Det skal bemærkes, at prøver til analyse af total kvælstof gik tabt for station 4, derfor viser figuren kun værdier for de fire øvrige stationer.



Figur 6.11 viser koncentrationen af total kvælstof målt for hver hele meter i stationerne 1, 2, 3 og 5 samt de dertilhørende standardafvigelser. Der findes ingen standardafvigelser for station 1 og 3-0m og station 2-1m, idet disse kun viser resultater fra enkeltbestemmelse da prøverne til dobbeltbestemmelse gik tabt under analysen.

Koncentrationen af total kvælstof er stort set den samme ned gennem vandfasen for alle stationer med undtagelse af station 1. Station 1 udviser en koncentration af total kvælstof på ca. 4100µg N/L i det øverste vand mens koncentrationen af total kvælstof i bundvandet er ca. 1900µg N/L. Koncentrationen af total kvælstof for station 2 er ca. 4500µg N/L og for station 3 og 5 ca. 2500µg N/L ned gennem vandfasen. Koncentration af total kvælstof ved bunden er højere i station 2 end i de andre stationer.

### 6.3 Estimering af bidrag fra eksterne kilder

I det følgende afsnit er resultater, fra beregning af bidraget af fosfor og kvælstof fra de største eksterne kilder, præsenteret jf. afsnit 5.3. Det skal understreges, at der er andre eksterne kilder, der bidrager til Nols sø, som ikke er medtaget her, da bidraget af næringsstoffer herfra, antages at være ubetydeligt i forhold til en reduktion og efterfølgende effekt heraf for vandkvaliteten i Nols sø. I afsnittet sammenlignes resultater fra 2008 og 2009 for at illustrere forskellen på næringsstofbidraget til Nols sø i et år med hhv. mange (2008) og få (2009) overløbstimer med overløb fra overløbsbygværket til Nols sø. Til sidst i afsnittet vurderes størrelsen af de eksterne kilder i % af det samlede bidrag for både 2008 og 2009. Beregningerne foretaget i de følgende afsnit kan ses i regnearket "*Undersøgelse af eksterne kilder til Nols sø.xlsx*".

#### 6.3.1 Kloak/overløb

Til estimering af overløbets bidrag af fosfor og kvælstof til Nols sø, blev fremgangsmåden beskrevet i afsnit 5.3.1 benyttet. Bidraget af næringsstoffer til Nols sø blev beregnet både for 2008 og 2009. I 2008 blev der registreret overløb i alt 59,87timer og i 2009 i alt 11,08timer. Det er derfor interessant, at undersøge hvordan størrelsesfordelingen af de eksterne kilder bliver for de to år. Da det ikke var muligt at udtage prøver til analyse af fosfor og kvælstof i overløbsvandet, blev der benyttet typetal fra litteraturen for at estimere koncentrationen af fosfor og kvælstof heri. Koncentrationen af fosfor blev sat til 2,1mg/L og af kvælstof til 10mg/L [Winther et al, 2006]. Tabel 6.2 herunder viser de for 2008 og 2009 beregnede bidrag af hhv. fosfor og kvælstof fra overløbsbygværket til Nols sø.

**Tabel 6.2 viser de estimerede bidrag af fosfor og kvælstof til Nols sø fra overløbsbygværket, beregnet for hhv. 2008 og 2009.**

|             | Bidrag af fosfor, Kg P | Bidrag af kvælstof, Kg N |
|-------------|------------------------|--------------------------|
| <b>2008</b> | 44                     | 208                      |
| <b>2009</b> | 7                      | 32                       |

I 2008 og 2009 estimeres N:P-forholdet, i det til søen tilførte overløbsvand, til ca. 4,5. Et sådan lavt forhold er typisk for byspildevand. I 2009 blev der tilført ca. 6-6,5 gange mindre fosfor og kvælstof til Nols sø end i 2008.

#### 6.3.2 Boldbaner

Næringsstofbidraget fra boldbanerne er beregnet som beskrevet i afsnit 5.3.2. Der er i Larsen (2009) etableret en sammenhæng mellem målte afstrømninger fra drænet under boldbanerne og målt nedbør over to regnhændelser. Denne sammenhæng er etableret, for at kunne bestemme det årligt afstrømmende volumen. Dette vil sige, at der her er beregnet et gennemsnitligt årligt bidrag og ikke et

individuet bidrag fra 2008 og 2009. Derfor antages det at bidraget for 2008 og 2009 er det samme. Sammenhængen mellem afstrømmet volumen og nedbør er vist af ligning (6) herunder.

$$V_{dræn} = 387,92 \cdot (R - R_0) - 4,85 \quad (6)$$

Hvor

$V_{dræn}$  er det årligt afstrømmede regnvandsvolumen gennem drænet, L/år

R er den årlige nedbørsmængde, mm

$R_0$  er det årlige initialtabet, mm

Ved beregning af det årlige drænedes volumen fra boldbanerne fås, ved anvendelse af de i afsnit 5.3.2 givne oplysninger, et volumen på 232687,2L/år. Den anvendte koncentration af fosfor er 0,181mg P/L og kvælstof 4,74mg N/L. Disse koncentrationer er fundet i nærværende projekt, selvom det havde været mest korrekt at anvende koncentrationer fundet den dag afstrømningen blev målt. Da der desværre ikke fandtes koncentrationer af kvælstof herfra, blev det valgt at anvende koncentrationerne fundet i dette projekt. Koncentrationerne anvendt her, antages dog ikke at være meget forskellige fra koncentrationerne i det afstrømmende regnvand målt i Larsen (2009). Efterfølgende kan bidraget af fosfor og kvælstof fra drænet så beregnes. Resultaterne er vist i tabel 6.3 herunder.

**Tabel 6.3 viser det årlige estimerede bidrag af hhv. fosfor og kvælstof til Nols sø fra drænet.**

| Fosforbidrag fra dræn til sø, kg/år | Kvælstofbidrag fra dræn til sø, kg/år |
|-------------------------------------|---------------------------------------|
| 0,2                                 | 1,1                                   |

N:P-forholdet for drænvandet er beregnet til at være 5,5, hvilket er bemærkelsesværdigt, idet lave N:P-forhold normalvis indikerer påvirkning af husholdningsspildevand eller fra byers overfladeafstrømning. Det skal understeges at koncentrationerne anvendt til beregning af bidraget fra drænet, er målt i samlebrønd nr 2 (jf. figur 3.9 eller appendix 10.3), hvortil den separate regnvandsledning fra Vestergaardsvej, hvortil der var fejkoblet to private husstande indtil foråret 2009, også løber til.

### 6.3.3 Private huse

Bidraget fra de to private boliger, Nolsvej 11 og 20, er ikke tilkoblet den offentlige kloak, blev beregnet som det maksimale bidrag der kan tilføres Nols sø. Der bidrages med næringsstoffer fra i alt 3PE fra de private boliger. Der blev anvendt typetal fra litteraturen til at estimere bidraget af fosfor og kvælstof fra almindelig husholdningsspildevand, som må antages at være det, der er blevet tilført til søen. Bidraget af fosfor fra husholdningsspildevand er 1kg P/år pr. PE og bidraget af kvælstof er 4,4kg N/år pr. PE. Det maksimale næringsstofbidrag fra Nolsvej 11 og 20 ses af tabel 6.4 nedenfor.

**Tabel 6.4 viser det estimerede, maksimale bidrag af fosfor og kvælstof der kan tilføres Nols sø fra de to private boliger på Nolsvej 11 og 20.**

| Bidrag af fosfor, kg/år | Bidrag af kvælstof, kg/år |
|-------------------------|---------------------------|
| 3                       | 13,2                      |

N:P-forholdet er i ovenstående tilfælde ca. 4,4 hvilket er lavt og typisk for husholdningsspildevand.

### 6.3.4 Landbrug

Resultaterne præsenteret i følgende afsnit er beregnet som beskrevet i afsnit 6.6.4. Næringsstofbidraget beregnet i følgende afsnit er et gennemsnitligt bidrag pr. år og er altså det samme i 2008 og 2009. Måledata anvendt til estimering af næringsstofbidraget fra landbrugsarealerne blev fundet i nærværende projekt og er en middelværdi af enkeltmålinger foretaget to gange i foråret 2010. Flowet af regnvand ind i dammen blev målt som beskrevet i afsnit 5.3.4 til at være 0,43L/sek. Koncentrationen af fosfor er 0,11mg P/L og kvælstof 2,67mg P/L. Da flowet af afstrømmet regnvand ind i dammen sættes lige flowet ud af dammen kan bidraget af fosfor og kvælstof fra landbrugsarealerne beregnes med kendskab til koncentration af næringsstofferne. Resultat er præsenteret i tabel 6.5 herunder.

**Tabel 6.5 viser det estimerede bidrag af hhv. fosfor og kvælstof landbrugsarealerne sydøst for Nols sø.**

| <b>Bidrag af fosfor fra landbrug til sø, kg/år</b> | <b>Bidrag af kvælstof fra landbrug til sø, kg/år</b> |
|----------------------------------------------------|------------------------------------------------------|
| 1,49                                               | 36,2                                                 |

N:P-forholdet er ca. 24,3, hvilket er typisk for afstrømning fra landbrugsarealer.

I ovenstående estimat er ikke medtaget afstrømning fra hele oplandet til Nols sø. For at finde det reelle bidrag fra landbrugsarealerne omkring søen, burde bidraget fra hele oplandet medregnes. Dette er imidlertid kompliceret idet det er usikkert, hvor meget regnvand der præcist afstrømmer til Nols sø. Det ville derimod være muligt at estimere det maksimale bidrag fra oplandet til Nols sø med kendskab til oplandets størrelse og jordtekstur. Dette er dog ikke forsøgt i nærværende projekt.

### 6.3.5 Afstrømning fra befæstede arealer

Som nævnt i afsnit 5.3.5 er bidraget af fosfor og kvælstof fra de befæstede arealer omkring Nols sø, delt op i to. Først er der parkeringspladsen syd for søen samt den nedre del af Nolsvej, der afstrømmer direkte til Nols sø via en opstået "afløbsrende" i søen sydlige ende. Dernæst kommer afstrømningen af separatafledt regnvand fra hhv. Vestergaardsvej og den øvre del af Nolsvej (herunder også fejlkoblingen på den separate regnvandsledning på Vestergaardsvej) samt de befæstede arealer deromkring. I det følgende er resultaterne for estimering af det årlige næringsstofbidrag til Nols sø, fra de omtalte befæstede arealer, præsenteret. Resultaterne er gennemsnitlige årlige værdier, således må det antages at bidraget fra 2008 og 2009 er det samme.

#### ***Parkeringspladsen og nedre del af Nolsvej***

Nøjagtig som ved bestemmelsen af næringsstofbidraget til Nols sø fra boldbanerne, blev bidraget fra parkeringspladsen og nedre del af Nolsvej bestemt. I Larsen (2009) blev der bestemt en sammenhæng mellem målte afstrømningsvolumener og nedbørsmængde. Der blev anvendt data fra nærværende projekt for koncentration af fosfor og kvælstof idet der i Larsen (2009) ikke fandtes data for kvælstofkoncentrationen. Det blev antaget, at koncentrationen målt i dette projekt ikke afveg mærkbart fra koncentrationen i det, af Larsen (2009), målte regnvand. Sammenhængen mellem afstrømningsvolumen og nedbør ses af ligning (7) herunder.



$$V_{afstr} = 2446,8 \cdot (R - R_0) - 5725,9 \quad (7)$$

For symbolforklaring af ligning (7) henvises til ligning (6). Ved beregning af det afstrømmede volumen fra parkeringspladsen og nedre del af Nolsvej fås værdien 1217674,1L/år. Til beregning af næringsstofbidrag blev anvendt koncentrationer af fosfor og kvælstof på hhv. 0,407mg P/L og 1,95mg N/L. Efterfølgende beregnes bidraget af fosfor og kvælstof til Nols sø. Resultater herfor er vist i tabel 6.6 herunder.

**Tabel 6.6 viser det estimerede bidrag af kvælstof og fosfor fra afstrømning fra parkeringsplads og nedre del af Nolsvej til Nols sø.**

| <b>Bidrag af fosfor fra parkeringsplads og nedre del af Nolsvej til sø, kg/år</b> | <b>Bidrag af kvælstof fra parkeringsplads og nedre del af Nolsvej til sø, kg/år</b> |
|-----------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| 0,49                                                                              | 2,37                                                                                |

N:P-forholdet er lavt, ca. 4,8, hvilket er typisk for overfladeafstrømning fra byområder.

### ***Separat afledt regnvand***

Bidraget af næringsstoffer til Nols sø fra separat afledt regnvand blev beregnet nøjagtig som i Larsen (2009). Fremgangsmåden er beskrevet i afsnit 5.3.5. For koncentrationen af næringsstoffer i separat afledt regnvand blev anvendt typetal fra litteraturen. For Fosfor og kvælstof blev beregnet med en koncentration på hhv. 0,5 og 2mg/L [Vollertsen et al, 2006]. Indledningsvist blev de årlige afstrømmede volumener fra de separatkloakerede oplande beregnet i henhold til de i tabel 5.1 angivne oplandsarealer. Det samlede årlige afstrømmede volumen regnvand fra den øvre del af Nolsvej og Vestergaardsvej var ca. 14310000L/år. Med kendskab til koncentrationen af fosfor og kvælstof i det afstrømmede regnvand, kan bidraget til Nols sø bestemmes. Resultatet herfra ses i tabel 6.7 herunder.

**Tabel 6.7 viser det estimerede bidrag af kvælstof og fosfor fra det separat afledte regnvand fra hhv. Vestergaardsvej og den øvre del af Nolsvej.**

| <b>Bidrag af fosfor fra separat afledt regnvand til sø, kg/år</b> | <b>Bidrag af kvælstof fra separat afledt regnvand til sø, kg/år</b> |
|-------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|
| 7,15                                                              | 28,62                                                               |

N:P-forholdet er i ovenstående tilfælde ca. 4, hvilket stemmer overens med det typisk lave N:P-forhold i overfladeafstrømning fra byer.

### ***Fejlkoblingen af to husstande på den separate regnvandsledning***

Som tidligere nævnt, blev der fra 1978 og op til marts 2009 udledt urensset spildevand fra 4PE til Nols sø, via den separate regnvandsledning på Vestergaardsvej. Der blev anvendt typetal fra litteraturen til at estimere bidraget af fosfor og kvælstof fra almindelig husholdningsspildevand, som må antages at være det, der er blevet tilført til søen. Bidraget af fosfor fra husholdningsspildevand er 1kg P/år pr. PE og bidraget af kvælstof er 4,4kg N/år pr. PE [Miljøministeriet, 2004]. Tabel 6.8 nedenfor viser de beregnede bidrag af fosfor og kvælstof fra fejlkoblingen på den separate regnvandsledning for både 2008 og 2009.

Tabel 6.8 viser det estimerede bidrag af kvælstof og fosfor fra fejlkoblingen af to private husstande på den separate regnvandsledning fra Vestergaardsvej.

|      | Bidrag af fosfor, Kg P | Bidrag af kvælstof, Kg N |
|------|------------------------|--------------------------|
| 2008 | 4                      | 17,6                     |
| 2009 | 0,21                   | 0,92                     |

N:P-forholdet er ca. 4 i både 2008 og 2009 hvilket er typisk lavt for husholdningsspildevand. I det efterfølgende år 2010 anses bidraget fra de to private husstande at være fuldstændig afskåret, således bidraget herfra er lig 0.

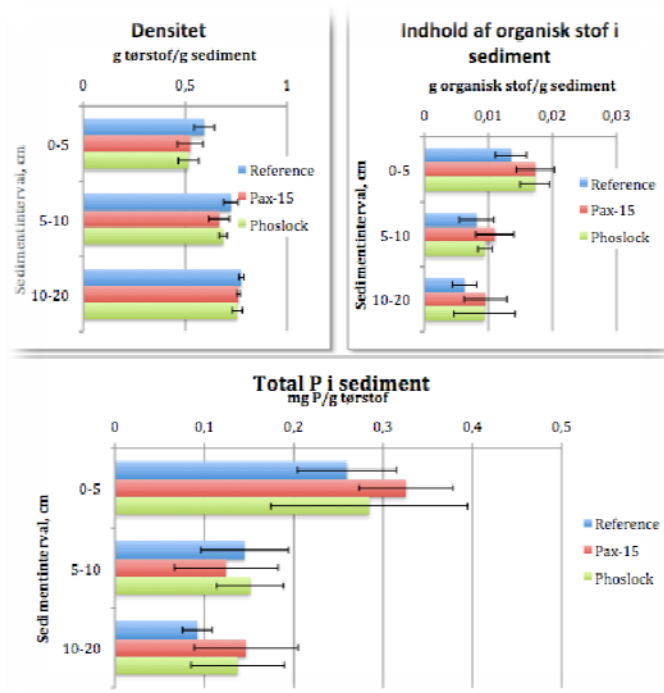
Summen af bidragene fra de befæstede arealer, der afleder regnvand til Nols sø, er for fosfor 11,64kg P i 2008 og 7,85kg i 2009, mens det for kvælstof er hhv. 48,59kg og 31,91kg N for 2008 og 2009.

## 6.4 Mesokosmosforsøg I - Monitering af mesokosmer fra april 2009

Følgende belyser resultaterne fra det i april 2009 opstillede mesokosmosforsøg med in situ tilsætning af Pax-15 og Phoslock™. Fældningsmidlerne blev tilsat til mesokosmerne d. 3/4-2009.

### 6.4.1 Densitet, organisk indhold og total fosfor i sedimentet

I det følgende afsnit findes resultaterne for densiteten, indholdet af organisk stof samt total fosfor i sedimentet i mesokosmosforsøg I. Der blev udtaget sedimentprøver fra tre mesokosmer (reference, Pax-15 og Phoslock™) d. 5/5-2009, hvorpå de tre parametre blev målt i sedimentintervallerne 0-2cm, 2-6cm, 6-10cm og 10-20cm. Resultaterne fra forsøget udført på prøver fra hhv. D. 5/5-2009 og 11/11-2009 viser stort set samme densitet, indhold af organisk stof og koncentration af total fosfor. Derfor er kun resultaterne for forsøget på prøver fra d. 11/11-2009 vist i det følgende mens en sammenligning af resultaterne fra prøver fra d. 5/5-2009 og d. 11/11-2009 kan findes i excellarket: "Total P i sediment\_mesokosmer.xlsx". Figur 6.12 herunder viser resultaterne for hhv. Densitet, indhold af organisk stof samt koncentrationen af total fosfor for de udtagne prøver fra mesokosmerne.

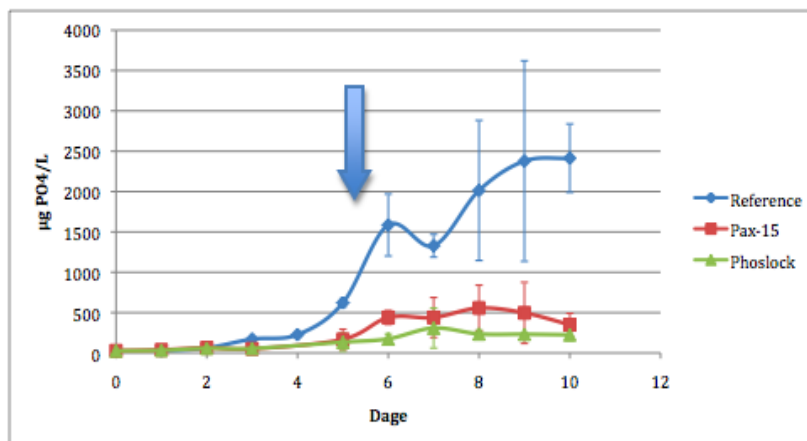


Figur 6.12 Øverst til venstre ses densiteten i de forskellige sedimentintervaller for hhv. reference-, Pax-15- og Phoslock™-mesokosmerne samt de dertilhørende standardafvigelser. Øverst til højre ses for samme mesokosmer, indholdet af organisk stof i sedimentintervallerne samt de dertilhørende standardafvigelser. Nederst ses koncentrationen af total fosfor i de forskellige sedimentintervaller samt de dertilhørende standardafvigelser. Bemærk forskellig skalering på x-akserne.

Densiteten for de tre forskellige slags mesokosmer er stort set den samme indenfor hvert sedimentinterval, kun med en meget lille afvigelse af densiteten i referencemesokosmerne. Det organiske stofindhold i sedimentet er højere i de øverste sedimentlag og bliver lavere jo dybere ned i sedimentet der måles. I forhold til standardafvigelsen ligger indholdet af organisk stof for de forskellige behandlinger generelt tæt for hvert sedimentinterval. For resultaterne for koncentrationen af total fosfor i sedimentet målt i sedimentprøverne, er der en stor standardafvigelse. Dette betyder at resultaterne kun kan ses som en tendens. Der ses en tendens til, at indholdet af total fosfor i sedimentet følger indholdet af organisk stof, således at den højeste koncentration af total fosfor findes i de øverste sedimentlag, hvorefter koncentrationen falder jo dybere sedimentinterval der ses på. Den mobile fosforpulje, det vil sige den pulje af fosfor som potentielt kan frigives til vandfasen, antages at udgøre 40% af den totale fosforpulje i de øverste 10cm af sedimentet [Traill og Henriksen, 2009]. Ved at antage dette, udgør den mobile fosforpulje ca.  $2,8 \text{ g PO}_4/\text{m}^2$  for alle tre mesokosmer.

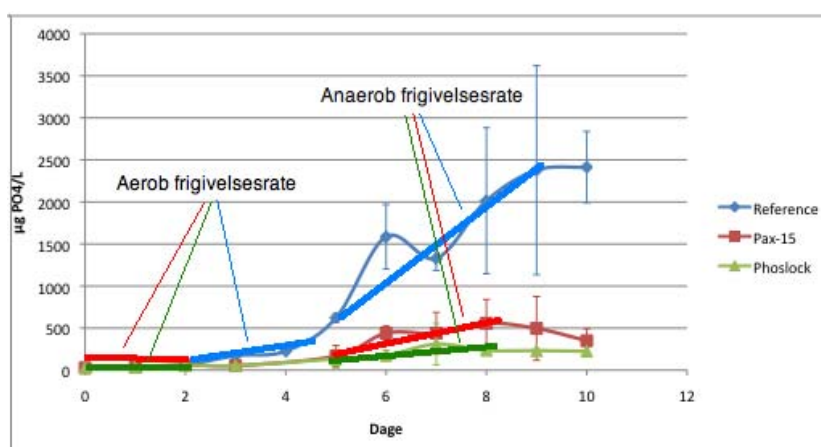
#### 6.4.2 Effekt af fældningsmidlerne på orthofosfat frigivelsen fra sedimentet

Frigivelsen af orthofosfat fra sedimentet blev målt i laboratoriet på sedimentprøver udtaget d. 11/11-2009. Resultaterne herfra kan findes i excelarket "*P-udveksling på sedimentsøjler\_2009-2010.xlsx*". Der blev udtaget to sedimentsøjler fra hver mesokosmos og resultaterne vist i det følgende er middelværdier af disse. Frigivelsesraterne blev målt både under aerobe og anaerobe forhold ved stuetemperatur. Dette betyder, at frigivelsesraterne målt på sedimentsøjlerne repræsenterer den maksimale mængde af orthofosfat, der potentielt kan frigives fra sedimentet i Nols sø i sommerperioden. Koncentrationen af orthofosfat målt over tid i vandfasen over sedimentet på søjlerne udtaget fra mesokosmerne er vist på figur 6.13.



Figur 6.13 viser koncentrationen af orthofosfat i vandfasen over hele måle perioden (10dage) samt de dertilhørende standardafvigelser. Den blå pil indikerer hvor sedimentsøjlerne blev gjort anaerobe.

Efter 2 dage er der tendens til, at der frigives mere orthofosfat fra sedimentet under aerobe forhold i referencemesokosmerne end i mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™. Der ses ikke nogen signifikant forskel på frigivelsen af orthofosfat fra mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ under aerobe forhold. Efter 5 dage blev søjlerne gjort anaerobe ved gennembobling af nitrogen samt tilsætning af natriumdithionit (til koncentration på 5mM) jf. afsnit 10.1.2. Efterfølgende ses en kraftig stigning i frigivelsen af orthofosfat fra sedimentet i referencemesokosmerne, der opnår en maksimal koncentration af orthofosfat i vandfasen på ca. 2400µg PO<sub>4</sub>/L. Desuden er der, under anaerobe forhold en tendens til, at der i søjlerne, fra mesokosmerne tilsat Pax-15, frigives mere orthofosfat fra sedimentet end i søjlerne udtaget fra mesokosmerne tilsat Phoslock™. Dog er det helt tydeligt at der frigives mere orthofosfat fra sedimentet i referencemesokosmerne end i mesokosmerne tilsat fældningsmiddel. Dette understreges desuden af ligevægtskoncentrationen af orthofosfat i vandfasen efter 10dage. Her er koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i referencesøjlerne ca. 2400µg PO<sub>4</sub>/L, hvorimod ligevægtskoncentrationen i vandfasen i Pax-15- og Phoslock™-søjlerne kun er hhv. ca. 350 og 225µg PO<sub>4</sub>/L. De aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater fra sedimentet er fundet ved at finde hældningen af initialstigningerne under hhv. aerobe og anaerobe forhold for koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i reference-, Pax-15- og Phoslock™-søjlerne. Hældningerne hvorfra frigivelsesraterne er fundet ses på figur 6.14 herunder.



Figur 6.14 viser hældningerne på de initielle aerobe og anaerobe stigninger, hvorfra de aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater bestemmes ud fra.

Ud fra ovenstående hældninger, kan de aerobe og anaerobe frigivelsesrater beregnes. Resultaterne for frigivelsesraterne ses af tabel 6.9 nedenfor.

**Tabel 6.9 viser de estimerede aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater fra sedimentet i hhv. reference-, Pax-15- og Phoslock™ -søjlerne.**

|                  | <b>Aerob<br/>hældning<br/><math>\mu\text{g PO}_4/\text{dag}</math></b> | <b>Anaerob<br/>hældning<br/><math>\mu\text{g PO}_4/\text{dag}</math></b> | <b>Aerob<br/>fosfatfrigivelsesrate,<br/><math>\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag}</math></b> | <b>Aerob<br/>fosfatfrigivelsesrate,<br/><math>\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag}</math></b> |
|------------------|------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Reference</b> | 71                                                                     | 451                                                                      | 9                                                                                             | 57                                                                                            |
| <b>Pax-15</b>    | 18                                                                     | 131                                                                      | 2                                                                                             | 17                                                                                            |
| <b>Phoslock™</b> | 15                                                                     | 88                                                                       | 2                                                                                             | 11                                                                                            |

Tabel 6.2 viser en forskel mellem den aerobe frigivelsesrate for referencesøjlerne og søjlerne tilsat Pax-15 og Phoslock™. Den aerobe frigivelsesrate for referencesøjlerne er ca.  $9\text{mg PO}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{dag})$  hvor frigivelsesraten for søjlerne indeholdende Pax-15 og Phoslock™ ligger omkring  $2\text{mg PO}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{dag})$ . Efter søjlerne blev gjort anaerobe sker der en stigning i frigivelsesraten af orthofosfat i referencesøjlerne, således denne er ca. 6 gange større end den aerobe frigivelsesrate. Desuden er den anaerobe frigivelsesrate for søjlerne indeholdende Pax-15 og Phoslock™ hhv. ca. 8,5 og 5,5 gange større end den aerobe frigivelsesrate. I forhold til frigivelsesraterne målt i referencesøjlerne er den aerobe frigivelsesrate i søjlerne indeholdende Pax-15 og Phoslock™ ca. 78% lavere og den anaerobe ca. 70-80% lavere.

#### 6.4.3 Sammenligning af frigivelsesrater målt på søjler udtaget fra mesokosmer hhv. d. 5/5-2009 og d. 11/11-2009

I det følgende afsnit er resultaterne fra målingen af frigivelsesrater på sedimentkerner udtaget fra mesokosmerne d. 11/11-2009 sammenlignet med resultater fra et tilsvarende forsøg udført på sedimentkerner udtaget fra mesokosmerne d. 5/5-2009 af Iversen (2009). Tabellen herunder viser de frigivelsesrater, der er målt i forsøgene på sedimentkerner udtaget hhv. d. 5/5-2009 og d. 11/11-2009.

**Tabel 6.10 viser frigivelsesraterne for orthofosfat fra sedimentet i mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ samt reference. Tabellen viser resultater for frigivelsesraterne målt hhv. D. 5/5-2009 af Iversen (2009) og d.11/11-2009. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger**

|                  | <b>D.5/5-2009</b>                                                                         |                                                                                             | <b>D. 11/11-2009</b>                                                                      |                                                                                             |
|------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
|                  | <b>Aerob<br/>frigivelsesrate,<br/><math>(\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag})</math></b> | <b>Anaerob<br/>frigivelsesrate,<br/><math>(\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag})</math></b> | <b>Aerob<br/>frigivelsesrate,<br/><math>(\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag})</math></b> | <b>Anaerob<br/>frigivelsesrate,<br/><math>(\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag})</math></b> |
| <b>Reference</b> | 3                                                                                         | 16                                                                                          | 9                                                                                         | 57                                                                                          |
| <b>Pax-15</b>    | 0,4                                                                                       | 4                                                                                           | 2                                                                                         | 17                                                                                          |
| <b>Phoslock™</b> | 0,15                                                                                      | 7                                                                                           | 2                                                                                         | 11                                                                                          |

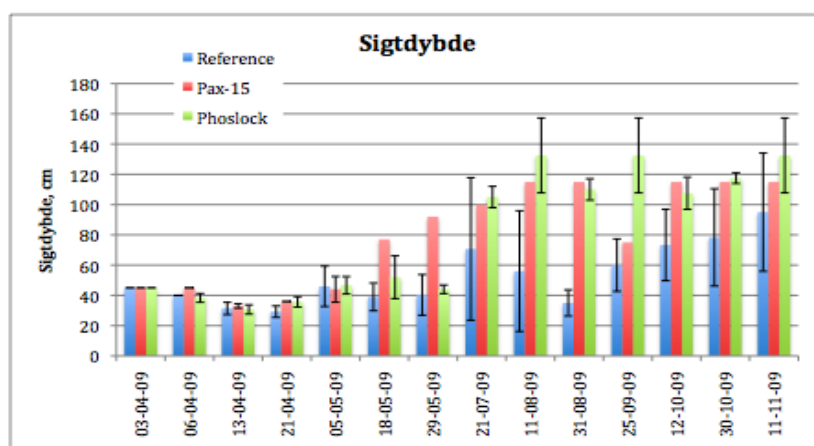
Den aerobe frigivelsesrate for søjlerne indeholdende Pax-15 og Phoslock™ udtaget d. 5/5-2009 er reduceret med ca. 87-95% i forhold til referencen, hvor den anaerobe frigivelsesrate er reduceret med 56-75% i forhold til referencen. Den anaerobe frigivelsesrate beregnet for referencesøjlerne udtaget d. 11/11-2009, er ca. 4 gange større end for søjlerne udtaget d. 5/5-2009. Den anaerobe frigivelsesrate for sedimentsøjlerne indeholdende Pax-15 udtaget d. 11/11-2009, er ca. 4 gange større end

frigivelsesraten udtaget d. 5/5-2009. For Phoslock™ er den anaerobe frigivelsesrate, målt på sedimentkerner fra d. 11/11-2009, ca. 1,5 gange større end raten målt på søjlerne fra d. 5/5-2009. De aerobe frigivelsesrater målt på sedimentkerner indeholdende Pax-15 og Phoslock™ fra d. 11/11-2009 er ca. 5-13 gange større end frigivelsesraterne målt på sedimentsøjlerne udtaget d. 5/5-2009, hvor raten målt i referencesøjlerne er ca. 3 gange større.

#### 6.4.4 Effekt af Pax-15 og Phoslock™ på vandkvaliteten

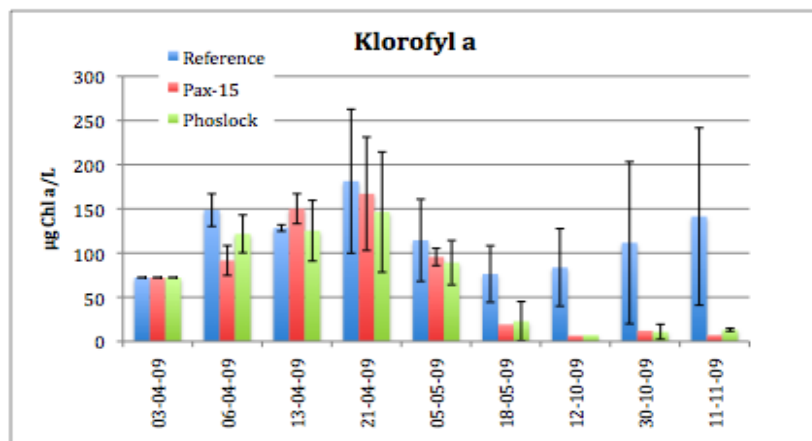
In situ forsøget i Nols sø, hvor Pax-15 og Phoslock™ blev tilsat mesokosmer opsat i søen blev monitoreret med jævne mellemrum i perioden april 2009 til november 2009. Resultaterne kan findes i excelarket "Vandkvalitetsdata\_mesokosmosforsøg 1.xlsx". Alle grafer i følgende afsnit er baseret på middelværdier, som er taget over data fra mesokosmer i samme gruppe (reference, Pax-15 og Phoslock™). Det skal nævnes at der ikke er bestemt indhold af klorofyl a, orthofosfat, total fosfor samt uorganisk kvælstof i perioden mellem d. 18/5-2009 og d. 12/10-2009.

Figur 6.15 herunder viser sigtedybden målt i perioden d. 3/4-2009 til d. 12/10-2009.



Figur 6.15 viser sigtedybden målt i mesokosmerne i måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser. Sigtdybderne er middelværdier af sigtdybder målt i de respektive mesokosmer. Der er ingen standardafvigelser på data for Pax-15-mesokosmerne efter d. 5/5-2009, idet der kun er målt i ét Pax-15-mesokosmos jf. afsnit 5.4. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger

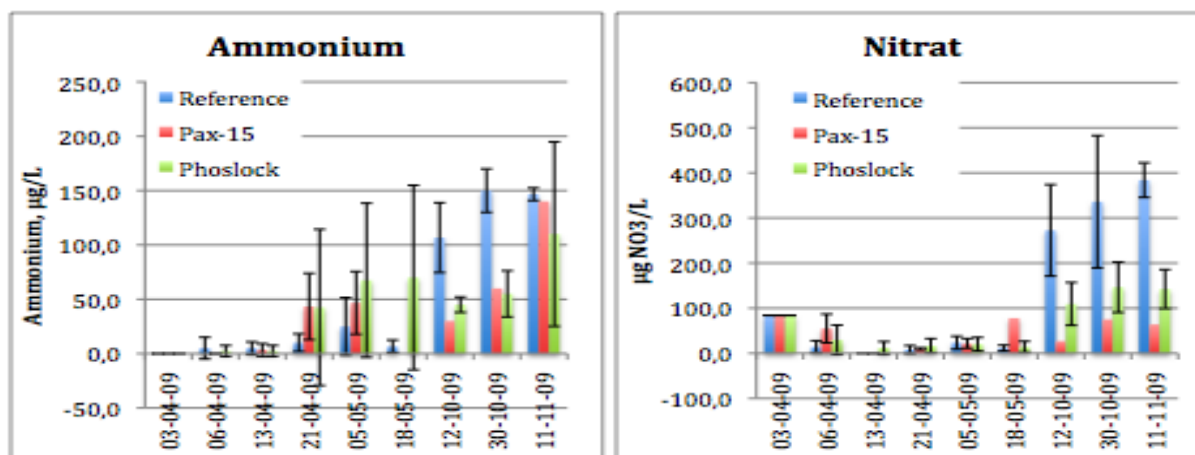
Der ses generelt en større sigtedybde for mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ end i referencemesokosmerne. Sigtdybden i referencerne holder sig under hele måleperioden under 1m, hvorimod sigtdybden i mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ i efterårsperioden overstiger 1m. Sigtdybden i vandfasen indflueres af koncentrationen af klorofyl a, som ses på figur 6.16 herunder.



Figur 6.16 viser klorofyl a koncentrationen målt over tid samt de dertilhørende standardafvigelser. Koncentrationen af klorofyl a vist på figuren er en middelværdi over koncentrationen fra hver mesokosmos i hver gruppe. Der er ingen standardafvigelser på data for Pax-15-mesokosmerne efter d. 5/5-2009, idet der kun er målt i ét Pax-15-mesokosmos jf. afsnit 5.4. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger

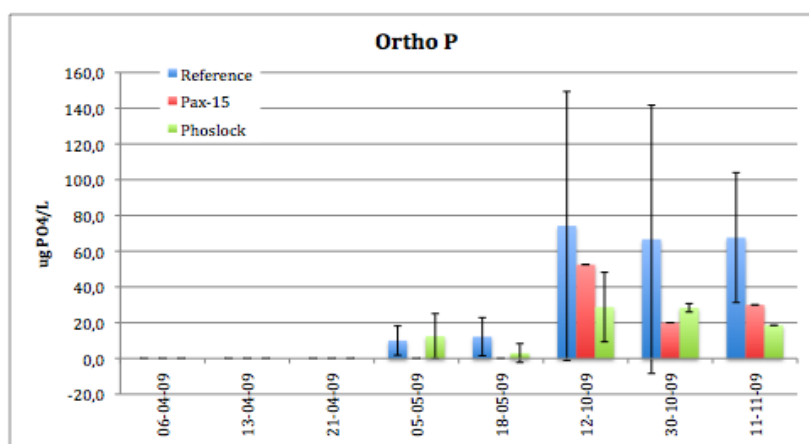
Klorofyl a koncentrationen varierer hen over måleperioden. Desuden ses det at koncentrationen af klorofyl a i mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ nogenlunde følger koncentrationen i referencemesokosmerne og i søen indtil d. 21/4-09, hvor der er tendens til at koncentrationen af klorofyl a i mesokosmerne til Pax-15 og Phoslock™ er lidt lavere. Først d. 18/5-2009 ses en markant lavere klorofyl a koncentration i mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ end i referencemesokosmerne og i søen. Det skal bemærkes, at koncentrationen af klorofyl a for referencemesokosmerne er stigende i den sidste del af måleperioden. Dette er bemærkelsesværdigt idet det ud fra figur 6.15 ses, at sigtddybden i referencemesokosmerne ligeledes er stigende i den periode samt at der er store standardafvigelser på sigtddybden og koncentrationen af klorofyl a i referencemesokosmerne. Igennem måleperioden blev der desuden observeret opblomstring af makrofytter i mesokosmerne. I appendix 10.4 findes en tabel, der viser sigtddybden målt henover måleperioden samt den observerede makrofytteæthed. I appendix 10.4 ses som eksempel at referencemesokosmos 3 d. 21/7-2009 har en sigtddybde på 42cm og kun ganske få makrofytter, mens referencemesokosmos 4 har en sigtddybde på 125cm og mange makrofytter. Det tyder på, at forskelle i tætheden af makrofytter i referencemesokosmerne har påvirket tilgængeligheden af kvælstof og fosfor og deraf koncentrationen af klorofyl a og sigtddybden.

Figur 6.17a og b herunder viser koncentrationen af ammonium og nitrat i mesokosmerne over tid i måleperioden 3/4-2009 til d. 11/11-2009.



Figur 6.17 a) Til venstre ses koncentrationen af ammonium i mesokosmerne over tid samt de dertilhørende standardafvigelser. b) Til højre ses koncentrationen af nitrat i mesokosmerne over tid samt de dertilhørende standardafvigelser. Der er ingen standardafvigelser på data for Pax-15-mesokosmerne efter d. 5/5-2009, idet der kun er målt i ét Pax-15-mesokosmos jf. afsnit 5.4. Bemærk forskellig skalering på y-akserne på de to grafer.

I starten af måleperioden er en koncentration af ammonium i vandfasen på ca. 0 µg/L men der på samme tidspunkt er en koncentration af nitrat i vandfasen på ca. 80 µg/L. Efterfølgende falder koncentrationen af nitrat også, således både koncentrationen af ammonium og nitrat i vandfasen er lav indtil omkring d. 21/4-2009 hvor koncentrationen af ammonium igen stiger i vandfasen. Der ses først en forskel på koncentrationen af ammonium og nitrat imellem mesokosmerne i slutningen af måleperioden. Her ses en højere koncentration af ammonium og nitrat i referencemesokosmerne end i Pax-15- og Phoslock™-mesokosmerne. Det skal bemærkes, at der er forholdsvis store standardafvigelser på analyserne af ammonium og nitrat. Derfor kan der i dette tilfælde kun tales om tendenser. Figur 6.18 herunder viser resultaterne for de målte koncentrationer af orthofosfat i mesokosmerne over tid i måleperioden d. 6/4-2009 til d. 11/11-2009.



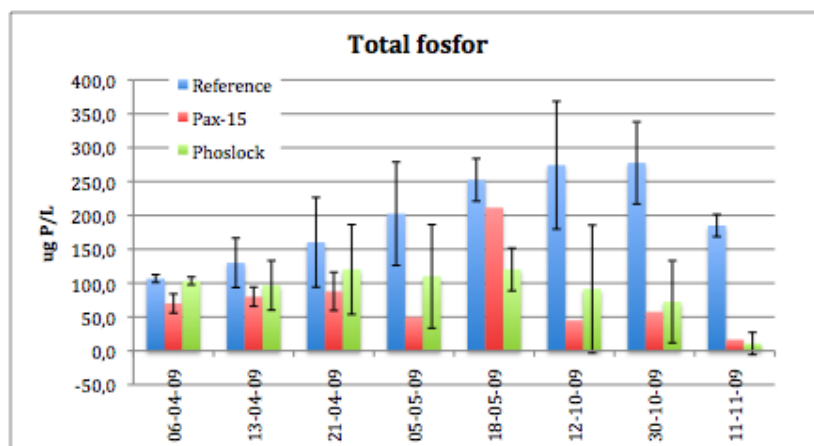
Figur 6.18 viser koncentrationen af orthofosfat over tid i måleperioden fra d. 6/4-2009 til d. 11/11-2009 samt de dertilhørende standardafvigelser. Der er ingen standardafvigelser på data for Pax-15-mesokosmerne efter d. 5/5-2009, idet der kun er målt i ét Pax-15-mesokosmos jf. afsnit 5.4. Det skal bemærkes, at der ikke kunne detekteres orthofosfat i vandfasen for de første tre målinger. Kilde: Iversen, 2009 + Egne målinger

Det ses, at der i perioden 6/4-09 til 5/5-09 ikke er detekteret orthofosfat i vandfasen i mesokosmerne. Koncentrationen af orthofosfat i referencemesokosmerne stiger herefter kraftigt, for efterfølgende at blive nogenlunde konstant i efteråret 2009. Koncentrationen af orthofosfat i Pax-15- og Phoslock™-mesokosmerne fluktuerer meget hen over måleperioden. Det er svært at sige, om der er nogen tydelig tendens dels fordi der mangler målinger af orthofosfat koncentrationen i sommerperioden, dels fordi



standardafvigelserne på middelværdierne er store. Dette er ligeledes grunden til, at det er svært at sige om Pax-15 og Phoslock™ har haft nogen effekt på koncentrationen af orthofosfat i vandfasen.

Figur 6.19 herunder viser koncentrationen af total fosfor i mesokosmerne målt over tid i måleperioden d. 6/4-2009 til d. 11/11-2009.



Figur 6.19 viser koncentrationen af total fosfor i vandfasen over tid i måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser. Der er ingen standardafvigelser på data for Pax-15-mesokosmerne efter d. 5/5-2009, idet der kun er målt i ét Pax-15-mesokosmos jf. afsnit 5.4.

Figur 6.19 herover viser en tendens til at koncentrationen af total fosfor i vandfasen i referencemesokosmerne er stigende over hele måleperioden indtil d. 30/10-2009, hvorefter koncentrationen begynder at falde. Koncentrationen af total fosfor i Pax-15- og Phoslock™ -mesokosmerne fluktuerer hen over måleperioden. Koncentrationen er dog lavere end i referencemesokosmerne efter tilsætningen af fædningsmidlerne d. 6/4-2009.

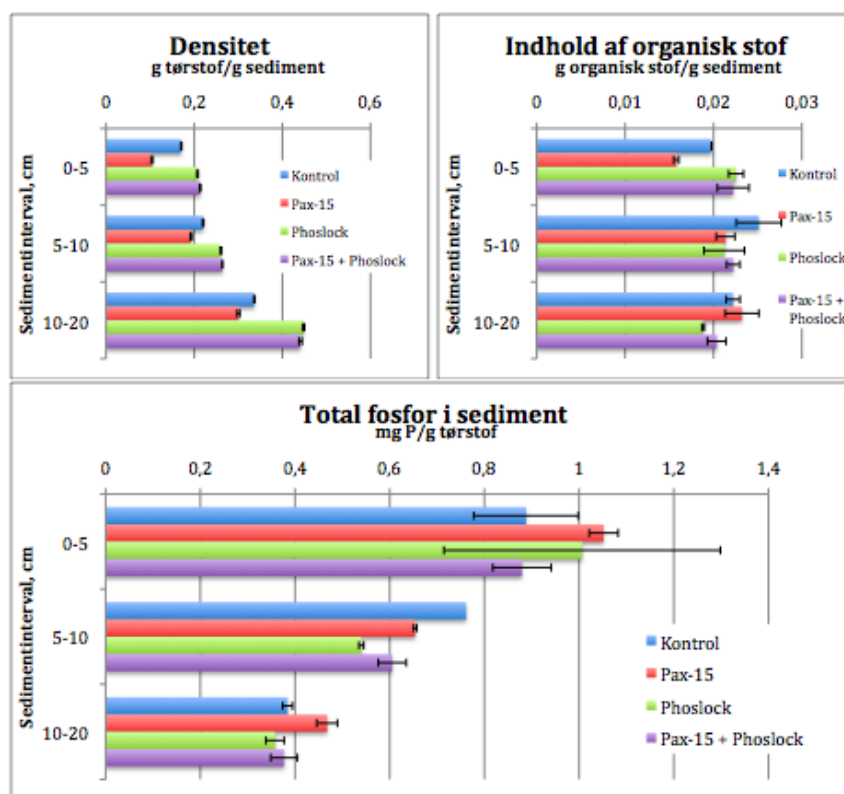
Der findes ingen standardafvigelse for middelværdien i Pax-15-mesokosmerne efter d. 5/5-2009 idet der herefter kun er afbildet data fra Pax-15-mesokosmos 1. Grunden til dette er som nævnt at Pax-15-mesokosmos 2 blev valgt fra pga. udtagning af sedimentprøver herfra d. 5/5-2009, men også Pax-15-mesokosmos 3 og 4 blev valgt fra, grundet uønsket næringsstofftilførsel til Pax-15-mesokosmos 4 i form af fugleekskremer samt at Pax-15-mesokosmos 3 ikke nåede helt ned til søbunden. Standardafvigelserne for de resterende middelværdier er store, så derfor kan der i dette tilfælde kun tales om tendenser for koncentrationen af total fosfor.

## 6.5 Mesokosmosforsøg II - Monitering af mesokosmer fra november 2009

Det følgende belyser resultaterne fra in situ forsøget med tilsætning af fædningsmidler med start i november 2009. Her blev mesokosmerne, som nævnt i afsnit 5.5, flyttet 5m længere ud i Nols sø, for at undgå den vækst af rodfæstede makrofyter, der blev observeret i mesokosmerne fra april 2009. Desuden blev det testet, om fædningsmidlerne ville have større effekt på fosfatfrigivelsen til vandfasen, når fædningsmidlerne blev tilsat på det, af producenten, anbefalede tidspunkt. Der blev i dette forsøg testet en kombinationsbehandling, hvor der først blev tilsat Pax-15 i koncentrationen 44,4mL Pax-15/m<sup>2</sup> og efterfølgende Phoslock™ i koncentrationen 400g Phoslock™/m<sup>2</sup>.

### 6.5.1 Densitet, organisk indhold og total fosfor i sedimentet

Indledningsvist præsenteres resultaterne for sedimentets densitet, organiske indhold samt koncentration af total fosfor målt i sedimentintervallerne 0-5cm, 5-10cm og 10-20cm. Resultaterne kan findes i excelarket *"Total P i sediment\_mesokosmer.xlsx"*. I det følgende afsnit er de, i figurerne, afbildede værdier middelværdier, idet der blev lavet dobbeltbestemmelse i analyserne. Figur 6.20 herunder viser netop densitet, organisk indhold og koncentrationen af totalt fosfor i sedimentet målt på sedimentkerner udtaget som beskrevet i afsnit 5.1.

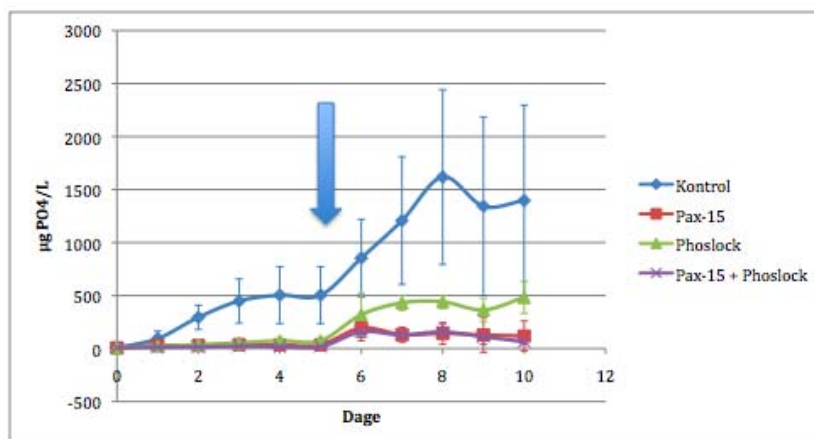


Figur 6.20 Øverst til venstre ses densiteten i de forskellige sedimentintervaller samt de dertilhørende standardafvigelser for hhv. reference-, Pax-15-, Phoslock™- og kombinationsmesokosmerne. Øverst til højre ses for samme mesokosmer, indholdet af organisk stof samt de dertilhørende standardafvigelser i sedimentintervallerne. Nederst ses koncentrationen af total fosfor i de forskellige sedimentintervaller samt de dertilhørende standardafvigelser. Bemærk forskellig skalering på x-akserne.

Densiteten for de forskellige mesokosmer er stigende ned gennem sedimentet. Desuden ses det, at densiteten for sedimentet fra kontrol- og Pax-15-mesokosmen stort set er ens for hvert enkelt sedimentinterval, mens densiteten for sedimentet fra Phoslock™- og kombinationsmesokosmerne er stort set ens for hvert sedimentinterval, men større end densiteten for kontrol- og Pax-15-mesokosmen. Indholdet af organisk stof følges stort set på samme måde som densiteten for sedimentet. Det organiske indhold for kontrol- og Pax-15-mesokosmen fluktuerer ned gennem sedimentet. Desuden er standardafvigelserne større end ændringerne i det organiske indhold for de forskellige mesokosmer. Koncentrationen af total fosfor er for alle mesokosmer faldende ned gennem sedimentet. I afsnit 6.4.1 blev andelen af mobil fosfor, der potentielt kan frigives til vandfasen fra de øverste 10cm sediment, bestemt. Andelen af mobilt fosfor i de øverste 10cm sediment for in situ forsøget med start i november 2009 er ligeledes bestemt. Den mobile fosfor pulje i de øverste 10cm sediment ligger for alle mesokosmerne mellem 3-4,5g PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>. Dette er ca. en faktor 1,5 større end den mobile fosfor pulje beregnet i afsnit 6.4.1.

### 6.5.2 Effekt af fældningsmidlerne på orthofosfat frigivelsen fra sedimentet

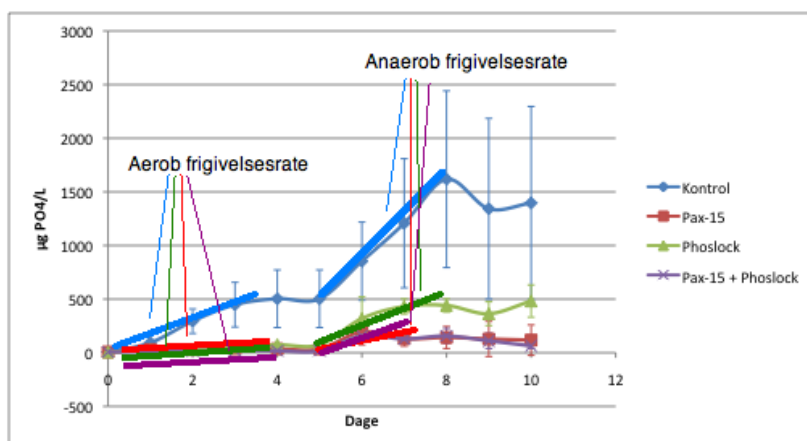
Frigivelsen af orthofosfat fra sedimentet blev målt i laboratoriet jf. appendix 10.1.2. Resultaterne kan findes i excelarket "*P-udvekslingsforsøg på sedimentsøjler\_2009-2010.xlsx*". Der blev, som nævnt i afsnit 6.5.1, udtaget to sedimentkerner fra hver mesokosmos for at kunne lave dobbeltbestemmelse. Resultaterne vist i det følgende er middelværdier af disse. Frigivelsesraterne er målt både under aerobe og anaerobe forhold i mørke ved stuetemperatur. Dette betyder, at frigivelsesraterne målt på sedimentkernerne, repræsenterer den maksimale mængde af orthofosfat, der potentielt kan frigives fra sedimentet i Nols sø i sommerperioden. Koncentrationen af orthofosfat målt over tid i vandfasen over sedimentet på sedimentkernerne udtaget fra mesokosmerne er vist på figur 6.21 herunder.



**Figur 6.21** viser koncentrationen af orthofosfat i vandfasen over hele måle perioden (10dage) samt de dertilhørende standardafvigelser. Den blå pil indikerer hvor sedimentsøjlerne blev gjort anaerobe.

Det ses af figur 6.21, at der fra sedimentet i kontrolsøjlen frigives mere orthofosfat til vandfasen under aerobe forhold, end i søjlerne fra mesokosmerne tilsat fældningsmidler. Efter dag 5 gøres vandfasen over sedimentet i sedimentsøjlerne anaerob ved at gennemboble med kvælstof og derefter tilsætte natriumdithionit til en koncentration i vandfasen på 5mM jf. appendix 10.1.2. Der ses herefter af graferne på figur 6.21, en kraftig stigning i koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i kontrolsøjlerne. Koncentrationen stiger indtil en maksimal koncentration af orthofosfat i vandfasen på ca. 1600µg PO<sub>4</sub>/L, hvorefter koncentrationen i vandfasen igen falder. Der er store standardafvigelser på de målte koncentrationer under anaerobe forhold i kontrolsøjlerne. Derfor kan der kun tales om tendenser. Koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i sedimentkernerne fra mesokosmerne tilsat fældningsmidler, stiger en smule under anaerobe forhold. Koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i hhv. Pax-15- og kombinationssøjlerne følges ad og opnår en maksimal koncentration i vandfasen på ca. 180-190µg PO<sub>4</sub>/L. Phoslock<sup>TM</sup>-søjlerne derimod oplever, er større stigning i koncentrationen af orthofosfat i vandfasen og opnår en maksimal koncentration på ca. 480µg PO<sub>4</sub>/L.

De aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater fra sedimentet er fundet ved at finde hældningen af initialstigningerne under hhv. aerobe og anaerobe forhold for koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i reference-, Pax-15-, Phoslock<sup>TM</sup>- og kombinationssøjlerne. Hældningerne hvorfra frigivelsesraterne er fundet ses på figur 6.22 herunder.



Figur 6.22 viser hældningerne på de initielle aerobe og anaerobe stigninger, hvorfra de aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater bestemmes ud fra.

Ud fra ovenstående hældninger, kan de aerobe og anaerobe frigivelsesrater beregnes. Resultaterne for frigivelsesraterne ses af tabel 6.11 nedenfor

Tabel 6.11 viser de estimerede aerobe og anaerobe fosfatfrigivelsesrater fra sedimentet i hhv. reference-, Pax-15- og Phoslock™ -søjlerne.

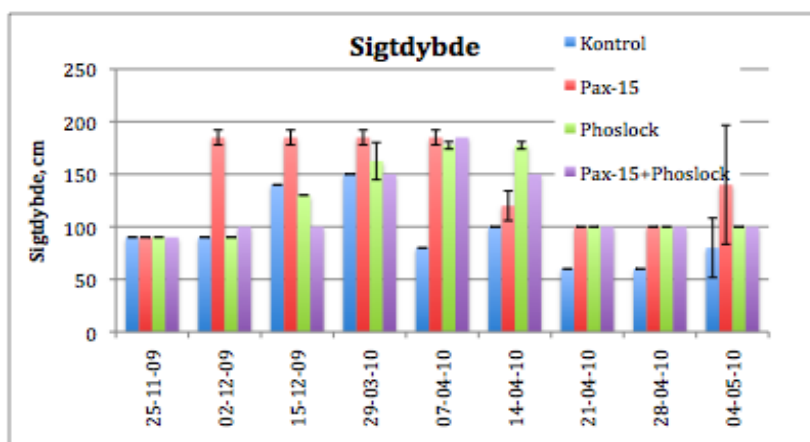
|                       | Aerob<br>hældning<br>$\mu\text{g PO}_4/\text{dag}$ | Anaerob<br>hældning<br>$\mu\text{g PO}_4/\text{dag}$ | Aerob<br>fosfatfrigivelsesrate,<br>$\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag}$ | Anaerob<br>fosfatfrigivelsesrate,<br>$\text{mg PO}_4/\text{m}^2/\text{Dag}$ |
|-----------------------|----------------------------------------------------|------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| Reference             | 177                                                | 368                                                  | 36                                                                        | 75                                                                          |
| Pax-15                | 25                                                 | 39                                                   | 5                                                                         | 8                                                                           |
| Phoslock™             | 15                                                 | 177                                                  | 3                                                                         | 36                                                                          |
| Pax-15 +<br>Phoslock™ | 5                                                  | 49                                                   | 1                                                                         | 10                                                                          |

Der er en markant forskel mellem den aerobe frigivelsesrate for reference i forhold til søjlerne, der indeholder fældningsmidler. Den aerobe frigivelsesrate er for Pax-15, Phoslock™ og kombinationssøjlerne reduceret med hhv. ca. 86, 92, og 97% i forhold til referencen. Den anaerobe frigivelsesrate for søjlerne tilsat fældningsmidler er reduceret med ca. 89, 52 og 87% for hhv. Pax-15, Phoslock™ - og kombinationssøjlerne i forhold til referencen. Den anaerobe frigivelsesrate for Pax-15-søjlerne er ca. 1,5 gange større end den aerobe, for Phoslock™ -søjlerne er den ca. 12 gange større og for kombinationssøjlerne ca. 10 gange større.

### 6.5.3 Effekt af Pax-15 og Phoslock™ på vandkvaliteten

Følgende afsnit belyser effekten af fældningsmidlerne på vandkvaliteten i Nols sø. Resultaterne kan findes i excelarket "Vandkvalitetsdata\_mesokosmosforsøg II.xlsx". Mesokosmerne blev monitoreret regelmæssigt lige efter opsætningen i november 2009. Efter søen blev dækket af is blev der monitoreret én gang om måneden, da det blev antaget, at der ikke skete nogen nævneværdig omsætning under isen, der kunne påvirke vandkvaliteten. Efter isen brød i slutningen af marts 2010 blev der monitoreret én gang om ugen indtil d. 4/5-2010, hvor de sidste prøver blev udtaget. Resultaterne i det følgende afsnit er middelværdier, idet der blev lavet dobbeltbestemmelse af in situ forsøget, således at der var opstillet to mesokosmer til hver behandling og to til kontrol. Det skal bemærkes, at der på de følgende figurer ikke er indtegnet standardafvigelser for målingerne i kombinationsmesokosmerne. Dette skyldes en fejl i opsætningen af kombinationsmesokosmos-1 således data fra målinger i denne ikke er

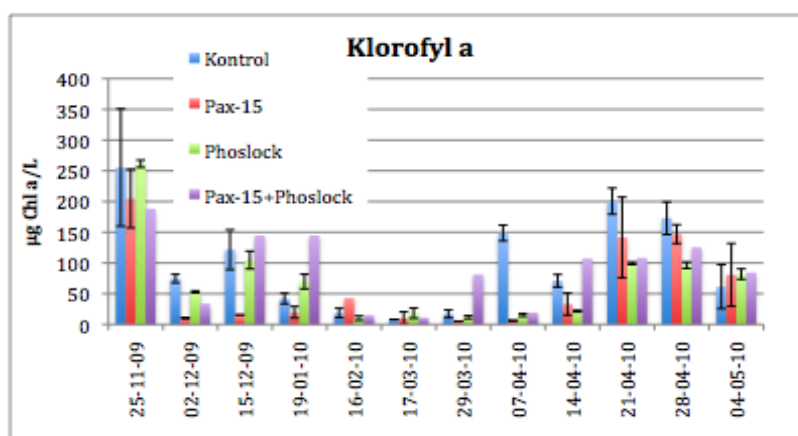
medtaget, fordi de havde de samme værdier som måledata fra søen underfor mesokosmerne. Nedenstående figur 6.23 viser sigtddybden målt i mesokosmerne i måleperioden.



Figur 6.23 viser sigtddybden i mesokosmerne med de forskellige behandlinger af fædningsmidler samt de dertilhørende standardafvigelser. Sigtddybderne er middelværdier af sigtddybder målt i de respektive mesokosmer.

Den første måling foretaget d. 25/11-2009 blev foretaget før tilsætningen af fædningsmidlerne til de respektive mesokosmer. Fædningsmidlerne blev tilsat umiddelbart efter den første måling havde fundet sted. Sigtddybden i Pax-15-mesokosmerne blev straks forbedret, hvorimod der i Phoslock™- og kombinationsmesokosmerne var en forsinket effekt af fædningsmidlerne. Pax-15-mesokosmen holder en sigtddybde på 180cm (sigt til bund) indtil d. 7/4-2010. D. 7/4-2010 er sigtddybden for Phoslock™- og kombinationsmesokosmerne steget til samme niveau som Pax-15-mesokosmerne. Efterfølgende falder sigtddybden i alle mesokosmerne tilsat fædningsmidler til et niveau omkring 100cm, mens sigtddybden i kontrolmesokosmerne er faldet til ca. 60cm. Der blev den 4/5-2010 udtaget prøver til bestemmelse af sammensætningen af planteplankton fra alle mesokosmerne. Prøverne viste et stort indhold af zooplankton i forhold til søen, som var i gang med at æde planteplanktonet i mesokosmerne.

Figur 6.24 viser koncentrationen af klorofyl a i mesokosmerne i måleperioden.

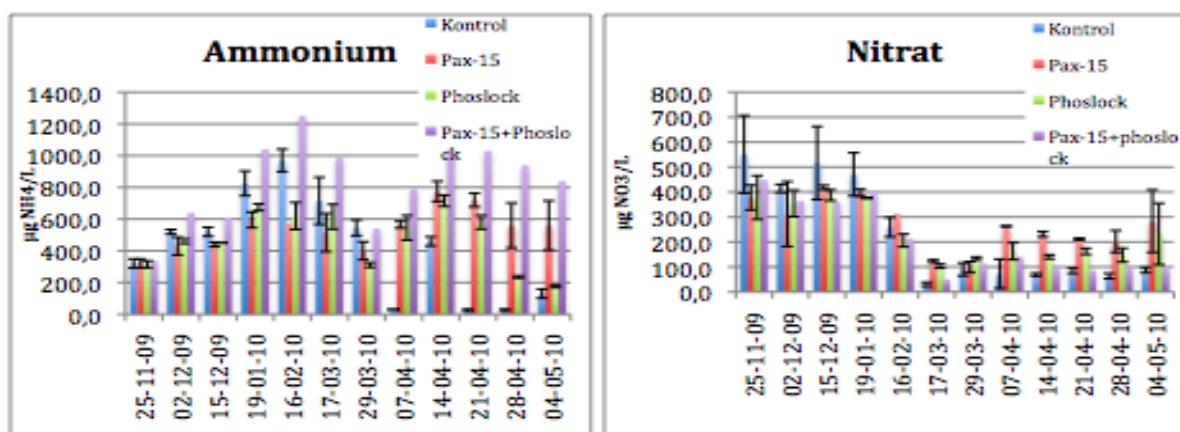


Figur 6.24 viser koncentrationen af klorofyl a i mesokosmerne i måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser. Resultaterne afbildet her er middelværdier over klorofyl a koncentrationer målt i de respektive mesokosmer.

Figur 6.24 ovenfor viser en startkoncentration af klorofyl a i mesokosmerne på ca. 250µg Chl a/L. Umiddelbart efter tilsætningen af fædningsmidlerne, falder koncentrationen af klorofyl a i vandfasen til et niveau på ca. 50µg Chl a/L for kontrol-, Phoslock™- og kombinationsmesokosmerne mens der i

Pax-15-mesokosmerne er en koncentration af klorofyl a på ca.  $10\mu\text{g Chl a/L}$ . Der ses desuden en forsinket effekt af fædningsmidlerne i Phoslock™- og kombinationsmesokosmerne, hvor koncentrationen af klorofyl a langsomt falder og først d. 7/4-10 er på samme niveau som Pax-15-mesokosmerne. Da isen dækkede søen fra slutningen af december 2009 til slutningen af marts 2009, ses en lav koncentration af klorofyl a i alle mesokosmerne. Efter isen brød i slutningen af marts 2010 og resten af måleperioden, er klorofyl a koncentrationen stigende, og indtil sidste måling ses en lavere koncentration af klorofyl a i mesokosmerne tilsat fædningsmidler, end i kontrolmesokosmerne. Ved sidste måling d. 4/5-2010 er indholdet af klorofyl a i kontrolmesokosmerne lavere end i mesokosmerne tilsat fædningsmidler.

Figur 6.25a og b herunder viser koncentrationen af ammonium og nitrat i vandfasen i de forskellige mesokosmer.

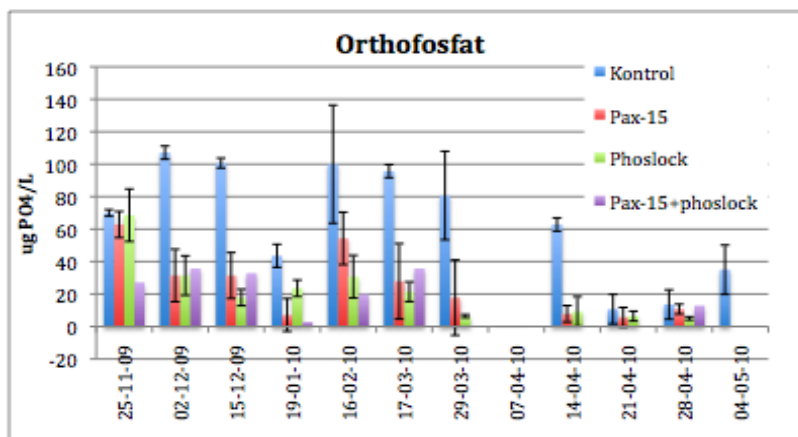


Figur 6.25 a) Til venstre ses koncentrationen af ammonium i vandfasen i de forskellige mesokosmer målt over måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser. b) Til højre ses koncentrationen af nitrat målt i vandfasen i de forskellige mesokosmer målt over måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser. Bemærk forskellig skalering på y-akserne.

Koncentrationen af ammonium i mesokosmerne tilsat fædningsmidler, følger i perioden d. 25/11-09 til d. 19/1-10 koncentrationen i kontrolmesokosmerne nogenlunde. Dog er koncentrationen i Pax-15- og Phoslock™-mesokosmerne lavere, men stadig stigende. D. 7/4-2010 falder koncentrationen af ammonium i kontrolmesokosmerne og forbliver derefter på et niveau omkring  $30\mu\text{g NH}_4/\text{L}$ . Koncentrationen af ammonium i de øvrige mesokosmer stiger derimod og forbliver på et højere niveau end kontrolmesokosmerne i resten af måleperioden. Koncentrationen af nitrat i de forskellige mesokosmer, efter tilsætning af fædningsmidlerne, mere eller mindre følger hinanden indtil slutningen af marts. På målingen fra d. 29/3-2010 ses det, at koncentrationen af nitrat i mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™ stiger i forhold til koncentrationen i de øvrige mesokosmer. Denne tendens fortsætter i resten af måleperioden. Der er generelt en lav nitratkoncentration og høj ammoniumkoncentration i mesokosmerne tilsat fædningsmidler, især for mesokosmerne tilsat Pax-15.

Nedenstående figur 6.26 viser koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i mesokosmerne.

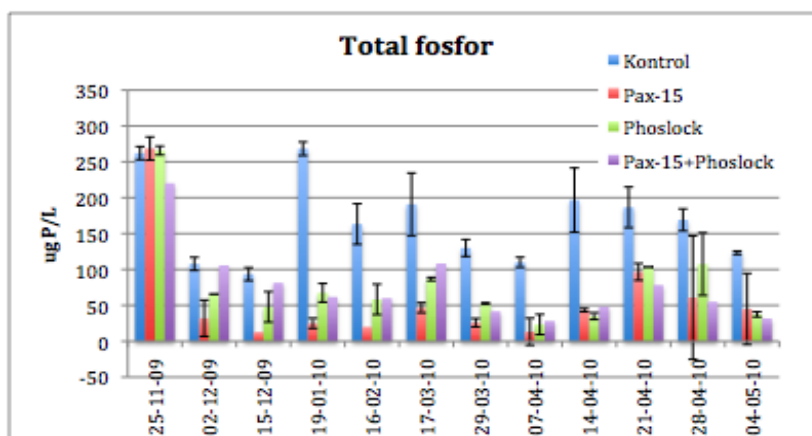




Figur 6.26 viser koncentrationen af orthofosfat som middelværdi af de respektive mesokosmer målt over tid samt de dertilhørende standardafvigelser.

Umiddelbart efter tilsætningen af fædningsmidler til mesokosmerne d. 25/11-2010, falder koncentrationen af orthofosfat i vandfasen i mesokosmerne tilsat fædningsmidler i forhold til kontrolmesokosmerne. I hele måleperioden er koncentrationen af orthofosfat i vandfasen, i mesokosmerne tilsat fædningsmidler, lavere end i kontrolmesokosmerne, der følger årstidsvariationen. Det skal bemærkes at der på figuren kan ses målinger, hvor der ikke er detekteret orthofosfat i vandfasen, se eksempelvis målingen for d. 7/4-2010.

Figur 6.27 herunder viser koncentrationen af total fosfor i vandfasen målt i alle mesokosmerne.



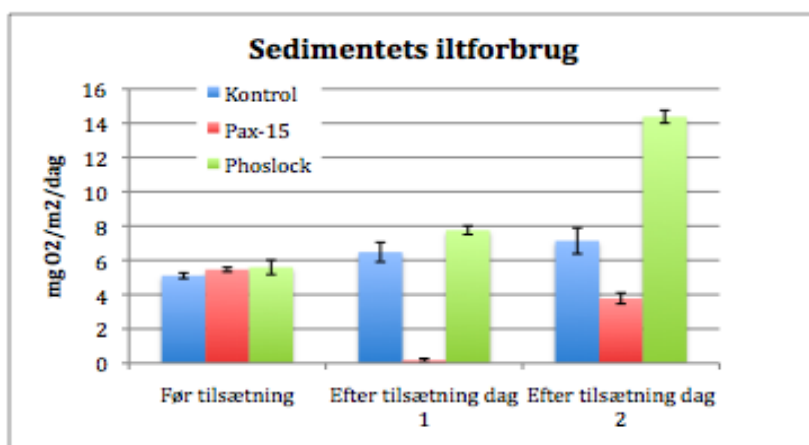
Figur 6.27 viser koncentrationen af total fosfor i mesokosmerne afbildet som middelværdier af koncentrationen i de respektive mesokosmer samt de dertilhørende standardafvigelser.

Det ses af figur 6.27 at koncentrationen af total fosfor i Pax-15- og Phoslock™-mesokosmerne falder umiddelbart efter tilsætningen af fædningsmidlerne i forhold til kontrolmesokosmerne, Kombinationsmesokosmerne udviser en forsinket effekt indtil målingen udført d. 19/1-2010, hvor koncentrationen af total fosfor i kombinationsmesokosmen er faldet til samme niveau som de andre mesokosmer tilsat fædningsmidler. I hele måleperioden ligger koncentrationen af total fosfor i kontrolmesokosmerne omkring 80-260µg P/L hvor koncentrationen i mesokosmerne tilsat fædningsmidler ligger omkring 12-100µg P/L. Ud fra figur 6.27 ser det ud til, at det er mesokosmerne tilsat Pax-15, der har størst effekt, idet det er i disse der målt den laveste koncentration af total fosfor over hele perioden.

## 6.6 Effekt af Phoslock™ og Pax-15 på sedimentets iltforbrug samt fosfor- og kvælstofflux med sedimentet

I det følgende præsenteres resultaterne for forsøget beskrevet i afsnit 5.6. Resultaterne herfor kan findes i excelarket "*Iltforbrug i sedimentet.xlsx*". Ilt- og næringsstofkoncentrationer blev indledningsvis målt på pakkede sedimentsøjler uden tilsætning af fædningsmidler for at undersøge, hvorvidt der var en forskel i omsætningen i de 9 søjler jf. afsnit 5.6. De pakkede søjler henstod natten over, for at sikre at sedimentet var faldet på plads i søjlerne. Efterfølgende blev fædningsmidlerne tilsat således, at der var tre kontrolsøjler, tre søjler tilsat Pax-15 og tre søjler tilsat Phoslock™. Herefter blev ilt- og næringsstofkoncentrationer målt af to omgange, på to forskellige dage, for at undersøge, om der var en betydelig forskel i iltforbruget og koncentration af næringsstoffer i de respektive sedimentsøjler.

Nedenstående figur 6.28 viser iltforbruget som middelværdi af de tre slags søjler hhv. kontrol-, Pax-15- og Phoslock™ målt i de pakkede søjler før tilsætningen af fædningsmidler og efter tilsætningen af fædningsmidler.

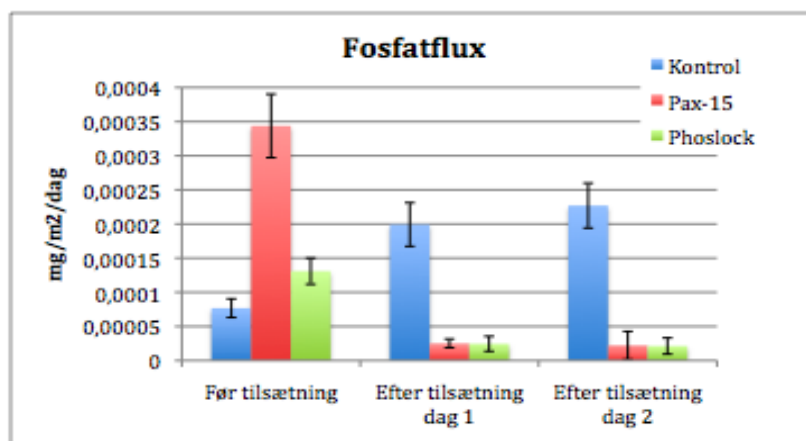


Figur 6.28 viser iltforbruget i de pakkede sedimentsøjler tilsat de forskellige behandlinger med fædningsmidler samt de dertilhørende standardafvigelse. Den blå pil indikerer, hvornår fædningsmidlerne blev tilsat sedimentsøjlerne.

Det ses på figur 6.28, at der ikke er nogen nævneværdig forskel på iltforbruget i de forskellige pakkede sedimentsøjler før tilsætningen af fædningsmidler. Indledningsvist har alle søjlerne et iltforbrug på ca. 20mg O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/time. Efter tilsætning af fædningsmidler til 6 af de pakkede søjler ses det, at kontrol- og Phoslock™-søjlerne har et iltforbrug på ca. 27-58mg O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/time mens Pax-15-søjlerne har et iltforbrug på kun ca. 0,7-15mg O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/time. Dette indikerer, at Pax-15 har en effekt på iltforbruget i sedimentet.

Figur 6.29 herunder viser fluxen af orthofosfat mellem sediment og vandfase hhv. før og efter tilsætningen af fædningsmidlerne til de pakkede sedimentsøjler.



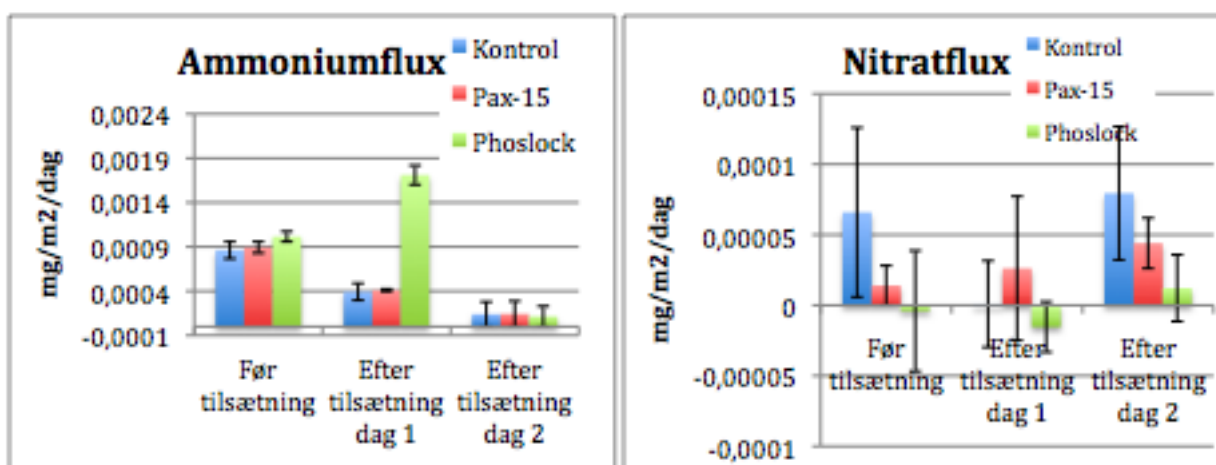


Figur 6.29 viser fluxen af orthofosfat fra sediment til vandfasen samt de dertilhørende standardafvigelser.

Det ses af figur 6.29 herover, at fluxen af orthofosfat mellem sediment og vandfase før tilsætning af fædningsmidler, er forskellig for de pakkede søjler. Søjlerne der tilsattes Pax-15 og Phoslock™ har en større frigivelse af orthofosfat til vandfasen end søjlerne der fungerede som kontrol.

Efter tilsætningen af fædningsmidlerne ses der over de to dage en nogenlunde konstant frigivelse af orthofosfat til vandfasen for både Pax-15- og Phoslock™-søjlerne. Dette betyder, at der ses en tydelig effekt af fædningsmidlerne på fosfatfluxen mellem sediment og vandfase.

Figur 6.30a og b herunder viser ammonium- og nitratfluxen mellem sediment og vandfase hhv. før og efter tilsætningen af fædningsmidlerne til de pakkede sedimentsøjler.



Figur 6.30 a) Til venstre ses fluxen af ammonium til vandfasen målt for de pakkede søjler uden tilsatte fædningsmidler (26/4-10) og målt to gange på de pakkede søjler med fædningsmidler. b) til højre ses fluxen ammonium til vandfasen målt for de pakkede søjler uden tilsatte fædningsmidler og målt to gange på de pakkede søjler med fædningsmidler. Bemærk forskelling skalering på y-akserne.

Det ses af figur 6.30a at frigivelsen af ammonium til vandfasen for alle søjlerne er nogenlunde ens, ca.  $3,6 \mu\text{g NH}_4/\text{m}^2/\text{time}$ , for alle søjlerne før tilsætningen af fædningsmidler. Efter tilsætningen af fædningsmidler, ses der et fald i ammoniumfluxen for hhv. kontrol- og Pax-15-søjlerne, mens der sker en stigning i fluxen af ammonium i Phoslock™-søjlerne. Den sidste dag, hvor der blev målt iltforbrug og næringsstofflux, faldt ammoniumfluxen til vandfasen til et lavt niveau for alle søjler. Målingerne af nitratfluxen fluktuerede hen over måleperioden både før og efter tilsætningen af fædningsmidler. Der er store standardafvigelser på nitratfluxen, idet fluxniveauerne er så lave. Det er derfor svært at sige noget konkret om fædningsmidlernes virkning på nitratfluxen mellem sediment og vandfase.

## 7. Diskussion

Den følgende diskussion vil indledningsvist tage udgangspunkt i vandkvaliteten i Nols sø. Derefter diskuteres estimatet af de eksterne næringsstokilders størrelse samt hvilke kilder det vil være nødvendigt at reducere. Efterfølgende diskuteres resultaterne af udførte evalueringer fra nærværende projekt og Iversen (2009) af de to fædningsmidler Pax-15 og Phoslock™. Slutteligt udarbejdes der et forslag til en fremtidig restaureringsplan for Nols sø.

### 7.1 Vandkvaliteten i Nols sø

Da spildevandstilførslen til Nols sø blev afskåret i 1978, blev den, på daværende tidspunkt, dominerende eksterne fosforkilde elimineret. Dette betød at koncentrationen af total fosfor i vandfasen i Nols sø faldt med omkring 40%, hvilket ses af figur 3.3. Det kan dog, som nævnt i afsnit 3.2, være svært at sige, hvorvidt den reducerede koncentration af total fosfor i Nols sø, skyldes afskæringen af spildevandstilførslingen eller om det skyldes, at enkelt målingerne er udført i år, hvor sommerperioden har været relativt tør, som eksempelvis år 2006 [DMI, 2007]. Der skete dog ikke nogen betydelig ændring af koncentrationen af kvælstof i vandfasen efter afskæringen af spildevandstilførslingen til Nols sø. Idet N:P-forholdet i byspildevand er lavt har spildevandstilførslingen derfor ikke været den primære kilde til kvælstoftilførsel til søen [Winther et al, 2006]. Nols sø har i dag en dårlig vandkvalitet, hvilket understøttes af målingerne af vandkvalitetsparametrene fortaget i nærværende projekt. Niveauerne for de, for vandkvaliteten, mest betydningsfulde parametre, såsom koncentrationen af total fosfor og sigtdybden, er vist i tabel 7.1.

Nols sø kan potentielt frigive ca. 17,2mg PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/dag til vandfasen fra sedimentet under aerobe forhold og ca. 120,7mg PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/dag under anaerobe forhold. De beregnede frigivelsesrater er gennemsnit af rater målt på sedimentkerner fra hhv. d. 12/10-2009, d. 4/2-2010 og d. 15/4-2010. Resultaterne fra de tre frigivelsesforsøg kan ses i excelfilen: "*P-udvekslingsforsøg på sedimentsøjler\_2009-2010.xlsx*". Det frigivne orthofosfat kan indgå i planteplanktonbiomasse og fortsat give anledning til problemer med vandkvaliteten selvom en reduktion af de eksterne næringsstokilder har fundet sted.

Ifølge Vandrammedirektivet skal alle danske søer senest 2015 have opnået mindst god økologisk tilstand. Det er dog muligt i nogle tilfælde, at søge om udsættelse i 2\*6år, således den ultimative frist for at opnå målet, er i 2027 [Miljøstyrelsen, 2004]. Vandrammedirektivet arbejder med fem kvalitetsklasser for økologisk tilstand hhv. høj, god, moderat, ringe og dårlig. Der kan klassificeres efter seks typer af indikatorer i Danmark. Disse indikatorer er hhv. fisk, undervandsplanter, planteplankton, zooplankton, bunddyr og vandkemi [Søndergård et al, 2003]. I nærværende projekt er der kun målt vandkemi, derfor er der, ud fra resultaterne præsenteret i afsnit 6.1, lavet et estimat af den økologiske tilstand for Nols sø. Normalt anvendes middelværdier for sommerperioden for kvalitetsparametrene vist i tabellen herunder [Søndergård et al, 2003]. Dette har i nærværende projekt ikke været muligt, da måleperioden er forløbet fra marts 2009 til maj 2009 og igen fra september 2009 til maj 2010. Derfor er der anvendt middelværdier for forårsperioden 2010 efter isen var forsvundet fra søen (starten af april 2010 til starten af maj 2010).

Tabel 7.1 viser middelværdier for hhv. sigtddybde, klorofyl a, total fosfor, total kvælstof og pH målt siden starten af april, hvor isen var helt væk fra søen. De omtalte værdier er stillet op imod de foreslåede kriterier for hhv. moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand for lavvandede søer [Søndergaard et al, 2003].

| Parametre            | Nols sø | Økologisk tilstand |        |        |
|----------------------|---------|--------------------|--------|--------|
|                      |         | Moderat            | Ringe  | Dårlig |
| Sigtddybde, cm       | 56      | 170-100            | 100-87 | <87    |
| Klorofyl a, µg/L     | 226     | 13-22              | 22-56  | >56    |
| Total fosfor, µg/L   | 132     | <100               | <200   | >200   |
| Total kvælstof, µg/L | 2600    | <1400              | <2000  | >2000  |
| pH                   | 8,4     | <8                 | 8-8,1  | >8,1   |

Det ses, at den økologiske tilstand for Nols sø, kan betegnes som værende dårlig. Værdier for alle kvalitetsparametrene ligger over intervallet for dårlig økologisk tilstand, med undtagelse af koncentrationen af total fosfor, der falder ind under ringe økologisk tilstand. Det skal bemærkes, at da disse værdier er middelværdier for forårsperioden, er det sandsynligt, at vandkvaliteten i sommerperioden er dårligere end vist af tabel 7.1. Dette understøttes af måleværdierne for sigtddybden over sommerperioden, jf. appendix 10.4, der viser en middelsigtddybde i sommerperioden på 39cm, hvilket er en reduktion på ca. 30% i forhold til middelsigtddybden i forårsperioden. Det grove estimat af den økologiske tilstand i Nols sø vist ovenfor bekræfter, at en restaurering er nødvendig for at opnå en god økologisk tilstand.

### 7.1.1 Ilt- og næringsstofferforhold i vandfasen i Nols sø under en ekstrem vintersituation

Ilt- og næringsstofferforhold blev målt d. 19/1-2010 i fem målestationer under isen i Nols sø. Dette blev gjort for at undersøge isens påvirkning af søens vandkvalitet. Ilt og uorganiske næringsstoffer blev analyseret for hver halve meter, da dette forventedes at ville ændre sig ned gennem vandfasen. Der blev derimod kun målt total fosfor og total kvælstof hver hele meter, da disse parametre forventedes at være nogenlunde konstante ned gennem vandfasen.

Iltkoncentrationen ændrede sig for alle 5 stationer ned gennem vandfasen, således iltkoncentrationen i bundvandet for alle stationer lå omkring 4-5mg O<sub>2</sub>/L. Da isen dækkede hele søen fuldstændigt, kunne vandfasen ikke få tilført ilt fra atmosfæren eller blive omrørt af vinden. Af denne grund kunne der opstå en stratificering af vandfasen. Stratificeringen viser sig ved, at ilten i bundvandet opbruges hurtigt, mens der stadig er ilt i topvandet. Hvis der er under 4mg O<sub>2</sub>/L betegnes der som værende iltvind, hvor de organismer, der er mest følsomme overfor lave iltkoncentrationer, normalt vil søge væk. Da Kvanbækken, som eneste fraførsel af vand fra Nols sø, var dækket af sne og is i vinterperioden, kunne de iltfølsomme dyr ikke komme væk fra søen. Da iltindholdet i top- og bundvand efterfølgende blev målt flere gange i februar viste det, at iltindholdet var det samme som målt d. 19/1-10 i bundvandet, hvorimod iltindholdet i topvandet var faldet til omkring 6mg O<sub>2</sub>/L. Dette indikerer, at stratificeringen i vandfasen var blevet brudt og ilt i topvandet også blev forbrugt. Der blev, som tidligere nævnt, ikke målt iltindhold i vandfasen i marts måned, hvor der blev observeret fiskedød i søen efter isen begyndte at bryde. Der blev af Jammerbugt kommune opfisket ca. 120kg fisk fra søen ca. 14 dage efter observationen blev gjort. Dette betyder, at der sandsynligvis var flere døde fisk i starten, som var blevet ædt af dyr på land. Da der ikke var blevet målt iltindhold i vandfasen i marts, blev iltindholdet omkring det tidspunkt hvor fiskene døde, ikke registreret. Alt tyder dog på, at iltindholdet i hele vandfasen var faldet til under 4mg O<sub>2</sub>/L således de mest sårbare fisk ikke har kunnet overleve. Figur 6.10a og b tyder på, at bundvandet og sedimentet har været iltfrit, idet

der ses en kraftig stigning i koncentrationen af ammonium og et faldt i koncentrationen af nitrat i vandfasen i perioden lige før isen brød. Dette indikerer en denitrifikation med nitrat som elektronacceptor. Desuden ses der en stigning i koncentrationen af orthofosfat i vandfasen som følge af, at bindingen til jern brydes under anaerobe forhold. Der blev primært opfisket døde skælkarper samt en del store ål og mindre skaller. Der blev herudover opfisket et par enkelte gedder og aborre, hvilket indikerer, at der i Nols sø findes rovfisk men at fredsfiskene er dominerer.

Koncentrationen af orthofosfat og total fosfor blev d. 19/1-2010, fundet nogenlunde konstant ned gennem vandfasen. Dog udviste station 1 en højere koncentration af orthofosfat i bundvandet, hvilket tyder på, at der bliver frigivet mere orthofosfat fra sedimentet til bundvandet her, end ved de andre stationer. Station 2 er placeret lige ud for det gamle spildevandsudløb til Nols sø, hvor alle de største eksterne kilder nu løber til søen. Det må antages, at sedimentationen af organisk stof i station 2, grundet placeringen, har været større end andre steder i søen. Derfor ligger der nu et større lag kulturslam, der frigiver næringsstoffer til vandfasen, som efterfølgende kan indgå i væksten af planteplankton. Station 2 udviser koncentrationer af total fosfor, der er konstante ned gennem vandfasen, men 4 gange højere end koncentrationen af total fosfor målt i de 4 andre stationer.

Ud fra det ovenstående vurderes det, at der ses en klar forringelse af ilt og næringsstofforhold i Nols sø, når denne er dækket af is. Isdækket giver desuden en længerevarende effekt idet iltindholdet faldt så meget, at >120kg døde og der derved skete en pludselig ændring i artsammensætningen i søen. Denne ændring kan dog udnyttes positivt i forbindelse med en restaurering af Nols sø, idet en restaurering ved brug af fældningsmidler ville skulle kombineres med en biomanipulation. Der skal dog handles hurtigt, hvis fiskedøden skal kunne udnyttes på denne måde, inden fiskepopulationen igen vokser til det niveau, den havde før vinteren 2009/2010. Desuden skal der stadig opfiskes et mindre antal fredsfisk, da der d. 31/5-2010 kun blev observeret mikrozooplankton (hjuldyr og ciliater) i søen, hvor der i kontrolmesokosmerne, der er afskåret for fiskene, fandtes total dominans af makrozooplankton (vandlopper), der havde ædt næsten alt planteplankton. Dette indikerer, at populationen af fredsfisk, der overlevede iltsvindet i søen, har biomasse nok til at holde populationen af zooplankton nede.

### 7.1.2 Intern fosforbelastning

Den interne fosforbelastning kan groft estimeres ud fra målinger af fosforfrigivelsesraten fra sedimentet til vandfasen for Nols sø. Den gennemsnitlige frigivelsesrate for søen temperaturkorrigeres for forskellige i temperaturen i laboratoriet og i søen. Dette gøres som i Larsen (2009) ved anvendelse af en  $Q_{10}$ -værdi på 2,5.  $Q_{10}$ -værdien er et udtryk for men hvilken faktor en given biologisk/kemisk rate ændres ved en temperaturstigning på 10°C [Henriksen, 2009]. Der regnes med en gennemsnits temperatur i Nols sø på 8°C, beregnet ud fra data i figur 6.4. Den temperaturkorrigerede gennemsnitlig frigivelsesrate for Nols sø er ca. 4,8mg P/m<sup>2</sup>/dag. Bundarealet for Nols sø estimeres i Larsen (2009) til at udgøre ca. 20.000m<sup>2</sup>. Ved beregning af den samlede årlige interne fosforbelastning fås ca. 35kg P/år. I 2008 og 2009 udgør den interne fosforbelastning ca. 65% af den samlede fosforbelastning af Nols sø. Dette understreger, at fosforkoncentrationen i Nols sø ikke kan nedbringes til et acceptabelt niveau kun ved at reducere tilførslen fra de eksterne kilder. Det er derfor en nødvendighed at immobilisere den interne fosforpulje ved tilsætning af fosfatfældningsmidler.

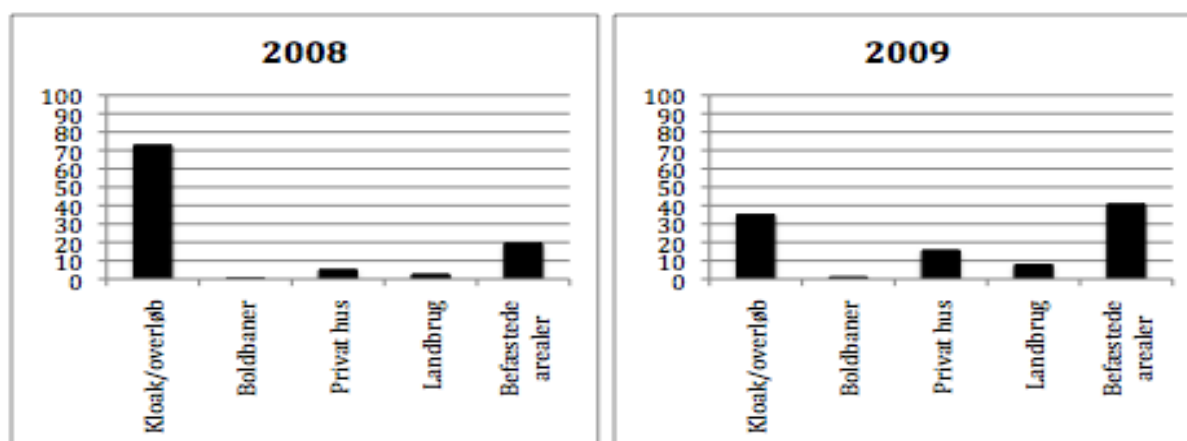
## 7.2 Kvantificering af de eksterne næringsstofkilder

Der er i nærværende projekt udført en kvantificering af de største eksterne kilder, der tilfører kvælstof og fosfor til Nols sø. Kvantificeringen er udført for hhv. 2008 og 2009, for at undersøge, hvor meget overløbet fra overløbsbygværket betyder for den procentvise fordeling af den eksterne næringsstofbelastning til søen. Det forventedes, at overløbsbygværket ville have størst indflydelse på bidraget af næringsstoffer til Nols sø, og derfor er det interessant at se på, hvor stort bidraget herfra var i 2008 og 2009 hvor der var hhv. mange og få overløbstimer.

Ved beregningen af fosfor- og kvælstofbidraget fra de eksterne kilder, blev N:P-forholdet også beregnet. For hhv. kloak/overløb, de private huse og afstrømning fra de befæstede arealer, er N:P-forholdet lavt. Dette er typisk for netop husholdningsspildvand og overfladeafstrømning fra byer [Winther et al, 2006], [Vollertsen et al, 2006]. Det beregnede N:P-forhold for bidraget fra den drænedel af boldbanerne er dog ligeledes lavt. For drænvand er N:P-forholdet normalt højt. Derfor er dette bemærkelsesværdigt. Det skal nævnes, at de anvendte koncentrationer af fosfor og kvælstof til estimatet af bidraget fra drænet, er målt i samlebrønd nr. 2 (jf. figur 3.9 eller appendix 10.3). Til denne samlebrønd løber, udover drænvandet, desuden det separat afstrømmede regnvand fra Vestergaardsvej, og i 2008 og indtil foråret 2009, også husholdningsspildevand fra fejløpbkoblingen af de to huse på den separate regnvandsledning. Dette er sandsynligvis årsagen til det lave N:P-forhold målt i næringsstofbidraget fra drænvandet.

Det store antal overløbstimer fra overløbsbygværket i 2008 kan, udover stor regnintensitet under de pågældende regnhændelser, skyldes at pumperne i pumpestationen, der pumper spildevand videre til rensningsanlægget, blev udskiftet i foråret 2009 [Guldvang, 2010]. Derfor er der sandsynlighed for, at pumperne før udskiftningen, har været ramt af slidtage, således den angivne pumpekapacitet på 21L/sek ikke har været gældende. Derfor kan der være ledt mere spildevand til overløbsbygværket og videre til Nols sø, end der reelt burde med den angivne pumpekapacitet.

Figur 7.1a og b viser det procentvise bidrag af fosfor fra de eksterne kilder i hhv. 2008 og 2009.



Figur 7.1 a) Til venstre ses den procentvise fordeling af den eksterne fosforbelastning i 2008. b) Til højre ses den procentvise fordeling af den eksterne fosforbelastning i 2009.

Af figur 7.1a og b kan det konkluderes, at det er af afgørende betydning for den procentvise fordeling af den eksterne fosforbelastning, hvor mange timer der har været overløb til søen fra overløbsbygværket. I 2008 var der overløb i 59,87 timer, hvorimod der i 2009 kun var overløb i 11,08 timer. Trods den store forskel i antallet af overløbstimer, har der ikke været en stor variation i mængden af nedbør i 2008 og 2009 [DMI, 2009]. Dette understøtter ovenstående teori om, at pumperne var ramt af slidtage indtil de blev skiftet i foråret 2009. Det er tydeligt, at

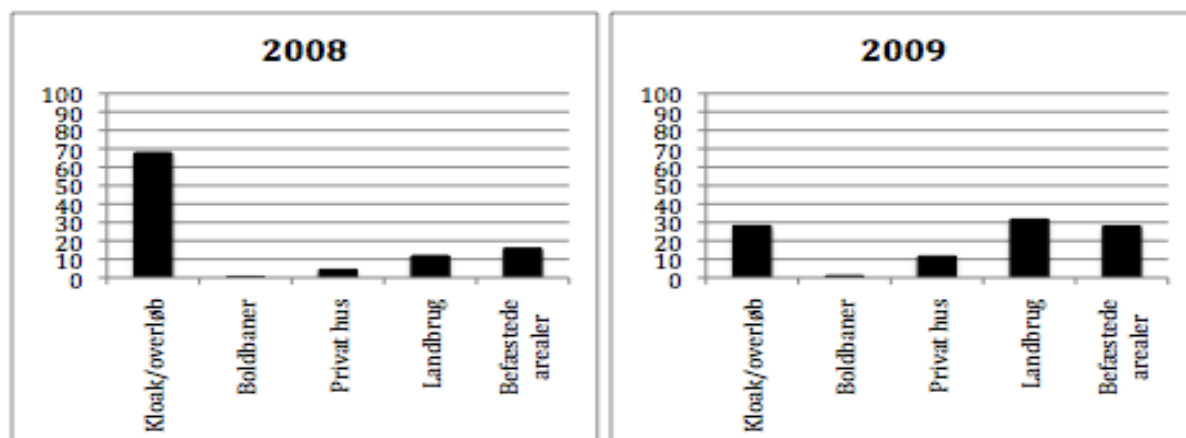
overløbsbygværket er den største bidrager af fosfor til Nols sø i 2008, mens der i 2009 blev tilført ligeså meget fosfor fra de befæstede arealer. Det skal bemærkes, at beregningerne for fosforbidraget fra overløbsbygværket udført for 2008 i Larsen (2009) er upræcise idet, der er anvendt et tankvolumen på 100m<sup>3</sup> og ikke 780m<sup>3</sup> som er det reelle tankvolumen. Desuden er der ikke anvendt det præcise antal overløbstimer fra overløbsbygværket i 2008. Estimatet af den procentvisefordeling af de eksterne fosforkilder beregnet i hhv. Larsen (2009) samt nærværende projekt, er opstillet i tabel 7.2 herunder. Herunder er det estimerede bidrag fra overløbsbygværket til søen fra Larsen (2009), blevet omregnet med de rigtige data.

**Tabel 7.2 viser den estimerede eksterne fosforbelastning til Nols sø beregnet i Larsen (2009) og i nærværende projekt. Beregningerne er vist for 2008 og 2009. Det skal bemærkes at procentværdierne er afrundede, så det kan forekomme, at summen ikke giver præcis 100%.**

|                              | <b>Larsen (2009)<br/>beregnet, P-<br/>bidrag for<br/>2008</b> |          | <b>Nærværende<br/>projekt, P-<br/>bidrag beregnet<br/>for 2008</b> |          | <b>Nærværende<br/>projekt, P-<br/>bidrag beregnet<br/>for 2009</b> |          |
|------------------------------|---------------------------------------------------------------|----------|--------------------------------------------------------------------|----------|--------------------------------------------------------------------|----------|
| <b>Ekstern kilde:</b>        | <b>Kg P</b>                                                   | <b>%</b> | <b>Kg P</b>                                                        | <b>%</b> | <b>Kg P</b>                                                        | <b>%</b> |
| <b>Kloak/overløb</b>         | 44                                                            | 76,9     | 44                                                                 | 72       | 6,7                                                                | 34,9     |
| <b>Boldbaner</b>             | 0,2                                                           | 0,3      | 0,2                                                                | 0,3      | 0,2                                                                | 1        |
| <b>Privat hus</b>            | 2,9                                                           | 5,1      | 3                                                                  | 5        | 3                                                                  | 15,6     |
| <b>Landbrug</b>              | 2,3                                                           | 4        | 1,5                                                                | 2,5      | 1,5                                                                | 7,7      |
| <b>Befæstede<br/>arealer</b> | 7,8                                                           | 13,6     | 11,6                                                               | 19,4     | 7,9                                                                | 40,7     |
| <b>I alt</b>                 | 57,2                                                          | 100      | 59,9                                                               | 100      | 19,3                                                               | 100      |

Af tabel 7.2 ses det, at efter omregningen af fosforbidraget fra overløbsbygværket for 2008 i Larsen (2009), stemmer det overens med beregningerne fra nærværende projekt. Der er dog små variationer eksempelvis i bidraget fra landbrug, hvilket blot skyldes at der ikke er brugt helt de samme fosforkoncentrationer til beregningerne. Variationerne er ikke betydende for størrelsesfordelingen af de eksterne kilder. Udover dette ses det desuden, at estimatet for 2009 er noget anderledes end estimatet for 2008. Dette skyldes udelukkende, at overløbsbygværket ikke har haft så mange timer med overløb til søen i 2009 som i 2008. Derfor er der ikke blevet udledt så meget fosfor til Nols sø. Som det ses af tabel 7.2 ledes der i 2008 og 2009 hhv. ca. 59,9kg P og 19,3kg P til Nols sø via de eksterne kilder. Det betyder, at den eksterne belastning i 2008 og 2009 udgør hhv. ca. 63% og 35,5% af den samlede fosforbelastning (ekstern + intern) af Nols sø. Det må heraf konkluderes, at de eksterne kilder har en væsentlig indflydelse på fosforbelastningen af Nols sø uanset antallet af overløbstimer fra overløbsbygværket. Dette understreger, at den eksterne fosforbelastning skal nedbringes før den interne belastning kan reduceres med succesfuldt resultat.

Udover den eksterne fosforbelastning, er det også vigtigt at se på den eksterne kvælstofbelastning. Som nævnt i afsnit 3.2 kan kvælstof være ligeså vigtig som fosfor i forhold til at begrænse væksten af planteplankton i søer. Nedenstående figur 7.2a og b viser det procentvise bidrag af kvælstof fra de eksterne kilder i hhv. 2008 og 2009.



Figur 7.2 a) Til venstre ses den procentvise fordeling af den eksterne kvælstofbelastning i 2008. b) Til højre ses den procentvise fordeling af den eksterne kvælstofbelastning i 2009.

I 2008 bidrog overløbsbygværket med ca. 68%, boldbanerne med ca. 0,4%, de private huse med ca. 4%, landbrugsarealerne med ca. 12% og de befæstede arealer med ca. 16% af den samlede eksterne kvælstoftilførsel til Nols sø. I forhold til dette, ses det af figur 7.2b, at i 2009 bidrog overløbsbygværket med ca. 28%, boldbanerne med ca. 1%, de private husstande med ca. 12%, landbrugsarealerne med ca. 32% og de befæstede arealer med ca. 28% af den samlede eksterne kvælstoftilførsel til Nols sø. Der blev i 2008 tilført i alt ca. 307kg kvælstof til Nols sø fra de eksterne kilder, hvor der i 2009 blev tilført ca. 115kg kvælstof. Det skal bemærkes, at bidraget fra de private boliger er det maksimale bidrag, hvilket vil sige at det sandsynligvis reelt er mindre. Antallet af overløbstimer fra overløbsbygværket er af afgørende betydning for den procentvise fordeling af de eksterne kvælstofkilder til Nols sø. I år med få overløbstimer, har bidraget til Nols sø fra hhv. de befæstede arealer og landbrugsarealerne ligeså stor betydning for den eksterne kvælstofbelastning som overløbsbygværket.

Af det ovenstående står det klart, at de største eksterne kilder, der kan reduceres for at opnå en effekt i tilførslen af næringsstoffer til Nols sø, er hhv. kloak/overløb, afstrømningen fra de befæstede arealer, og afstrømningen fra landbrugsarealerne. Disse kilder står samlet set for 98-99% af den eksterne fosfor- og kvælstofbelastning. Selvom den procentvisefordeling af den eksterne næringsstofbelastning ændres afhængig af nedbørsmængden og intensiteten, er det primært bidraget fra kloak/overløb og de befæstede arealer der skal reduceres, hvor reduktionen af bidraget fra landbrugsarealerne er sekundært. Det er dog svært at sige, om en reduktion af bidraget fra et større antal af de mindre bidragende kilder, ville give en effekt. Det er dog vigtigt at reducere de kilder det er muligt, for at få den størst mulige reduktion i næringsstofftilførslen. Der findes en række eksterne næringsstofkilder til Nols sø, der ville kunne reduceres uden et større, bekosteligt indgreb. Dette gælder eksempelvis tilførslen af næringsstoffer fra kreaturerne på græsningsarealerne på søens nordøstlige side. Her kunne anlægges en 10m dyrkningsfri randzone omkring søen som er beskrevet i Vandmiljøplan III [Miljøministeriet, 2004]. Dette ville forhindre kreaturerne i at gå ud i vandet for at besørge og derved tilføre næringsstoffer til søen.

### 7.3 Evaluering af Pax-15 og Phoslock™

I det følgende evalueres forsøgene med in situ tilsætning af Pax-15 og Phoslock™ til mesokosmer opstillet i Nols sø. Både forsøget fra april 2009 (mesokosmosforsøg I) og november 2009 (mesokosmosforsøg II) evalueres. Resultaterne fra mesokosmosforsøg II sammenlignes desuden med tidligere resultater fra tilsætning af Pax-15 og Phoslock™ til søer. De to fædningsmidlers effekt på iltforbruget i sedimentet evalueres ligeledes. Iltforbruget er et udtryk for, hvor hurtigt nedbrydningen af organisk materiale finder sted. Således er det undersøgt om fædningsmidlerne har en effekt på bionedbrydningen i sedimentet.

#### 7.3.1 Mesokosmosforsøg I – Opstillet i april 2009

Iversen (2009) målte, efter tilsætning af fædningsmidler i mesokosmosforsøg I, ikke nogen mærkbar forskel på vandkvaliteten i mesokosmerne. Grunden hertil var, at fædningsmidlerne blev tilsat for sent på foråret, da det anbefales for både Pax-15 og Phoslock™, at tilsætte på et tidspunkt af året, hvor der er størst tilgængelighed af orthofosfat i vandfasen. Dette er tilfældet enten sent efterår eller tidligt forår, hvor der ikke er stor vækst af planteplankton. Grundet isdække på søen, som først brød i marts 2009, blev fædningsmidlerne først tilsat d. 3/4-2009. Mesokosmerne blev færdigmoniteret i nærværende projekt, idet der i Iversen (2009) forventedes en effekt af fædningsmidlerne efter udsedimentering og mineralisering af planteplanktonet. Således ville orthofosfat igen blive frigivet fra sedimentet til vandfasen, hvorefter laget af fædningsmiddel ville binde den frigivne orthofosfat og en forbedret vandkvalitet ville opnås i vandfasen i mesokosmerne.

Efter genoptagelsen af monitoreringen af vandkvaliteten i mesokosmosforsøg I d. 12/10-2009, kunne der tydeligt ses en forbedring i sigtddybde og en reduktion i koncentrationen af klorofyl a i mesokosmerne tilsat fædningsmidler i forhold til referencemesokosmerne. Sigtdybden var i efteråret 2009 steget med ca. 50% i mesokosmerne tilsat fædningsmidler i forhold til referencemesokosmerne. Koncentrationen af klorofyl a var i mesokosmerne tilsat fædningsmidler reduceret med ca. 91% i forhold til referencemesokosmerne. Både sigtdybde og koncentrationen af klorofyl a i referencemesokosmerne var stigende i den sidste del af måleperioden, hvilket er bemærkelsesværdigt. Dette kan skyldes en ændring i sammensætningen af planteplankton i mesokosmerne, som eksempelvis en dominans af grønalger i stedet for blågrønalger, som ellers havde domineret. Ekstraktionen af klorofyl a er mindre effektiv fra blågrønalger end fra grønalger idet grønalger kun består af klorofyl [Wegeberg & Felby, 2009]. Således giver koncentrationen af klorofyl a, målt i slutningen af måleperioden, et større udslag selvom der reelt ikke findes en større population af planteplankton i vandfasen. Standardafvigelserne for målingerne af sigtdybde og koncentration af klorofyl a i referencemesokosmerne i slutningen af måleperioden, er desuden høje. Dette kan sammenholdes med, at der i sommeren 2009 blev observeret en opvoksning af makrofytter i mesokosmerne. Sigtdybden og tætheden af makrofytter i mesokosmerne fra d. 21/7-2009 til d. 11/11-2009, er sammenholdt i appendix 10.4. I de referencemesokosmer, hvor der er stor tæthed af makrofytter, er sigtdybden også stor. Eksempelvis, var sigtdybden d. 21/7-2009 i referencemesokosmos-4 125cm og der var stor tæthed af makrofytter. Dette ses i forhold til sigtdybden i referencemesokosmerne 1 og 3 samme dato, hvor sigtdybden var 42-45cm og der var ingen eller få makrofytter. Denne forskel på sigtdybden i referencemesokosmerne skyldes, at makrofytterne har en indirekte effekt på sigtdybde og koncentration klorofyl a. Makrofytterne binder den biotilgængelige kvælstof og fosfor i biomassen og reducerer derved mængden af planteplankton og øger herved sigtdybden.

Da monitoreringen af mesokosmosforsøg I blev genoptaget d. 12/10-2009, sås en reduktion i koncentrationen af total fosfor og orthofosfat i vandfasen i mesokosmerne tilsat fædningsmidler i forhold til referencemesokosmerne. For Pax-15- og Phoslock™ -mesokosmerne var koncentrationen af total fosfor d. 12/10-2009 reduceret med hhv. ca. 67% og 84%. I forhold til dette var reduktionen ved

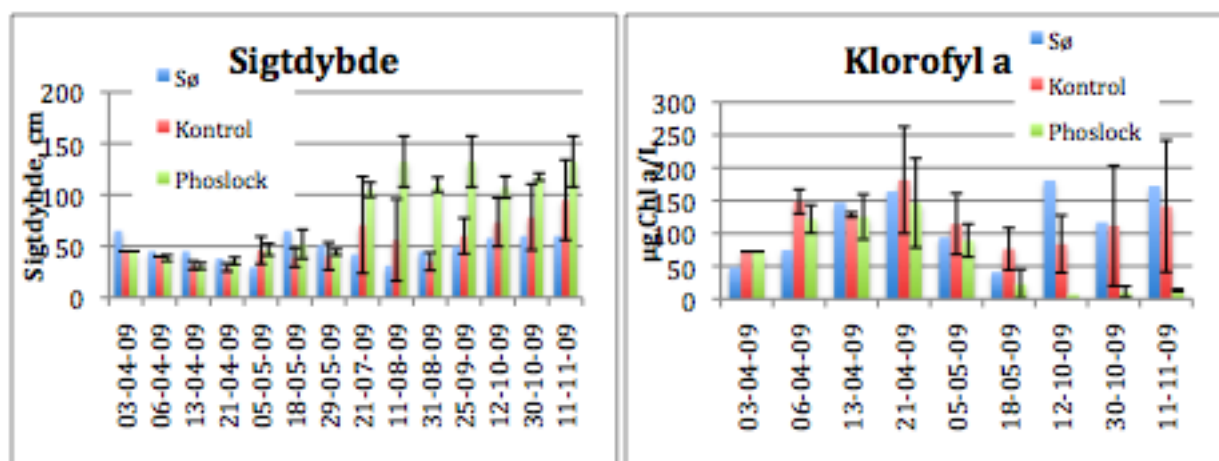


færdigmonitering i Iversen (2009) kun ca. 52% og 16% for mesokosmerne tilsat hhv. Pax-15 og Phoslock™. Dette betyder, at der som forventet, sås en større effekt af fædningsmidlerne efter udsedimentering og mineralisering af forårets opblomstring af planteplankton. Der sås desuden en reduktion af ammonium og nitrat i vandfasen i mesokosmerne tilsat fædningsmidler i forhold til referencemesokosmerne. Det skal bemærkes, at da standardafvigelserne på resultaterne for vandkvalitetsparametrene er store i slutningen af måleperioden, grundet den forøget opvoksning af makrofytter i mesokosmerne, kan der kun tales om tendenser.

Det er påvist i nærværende projekt samt i Iversen (2009), at Pax-15 og Phoslock™ er i stand til at reducere frigivelsen af orthofosfat fra sediment til vandfasen i Nols sø. Dette blev testet ved at udtage sedimentkerner fra mesokosmerne i mesokosmosforsøg I og måle aerobe og anaerobe frigivelsesrater i laboratoriet. Der blev målt frigivelsesrater på sedimentkerner udtaget hhv. d. 5/5-2009 og d. 11/11-2009. Den aerobe frigivelsesrate for sedimentet i Pax-15- og Phoslock™-mesokosmerne blev på sedimentkernerne udtaget d. 5/5-2009, målt til at være hhv. ca. 87% og 95% lavere end i referencesøjlerne. Den anaerobe frigivelsesrate på samme søjler målt til at være hhv. ca. 75% og 56% lavere end i referencesøjlerne. Da frigivelsesraterne blev målt på sedimentkernerne udtaget d. 11/11-2009, blev der målt en reduktion i den aerobe frigivelsesrate for Pax-15- og Phoslock™-mesokosmerne på ca. 78% i forhold til referencemesokosmerne. For den anaerobe frigivelsesrate blev der målt en reduktion på ca. 70% og 80% for hhv. Pax-15 og Phoslock™-mesokosmerne.

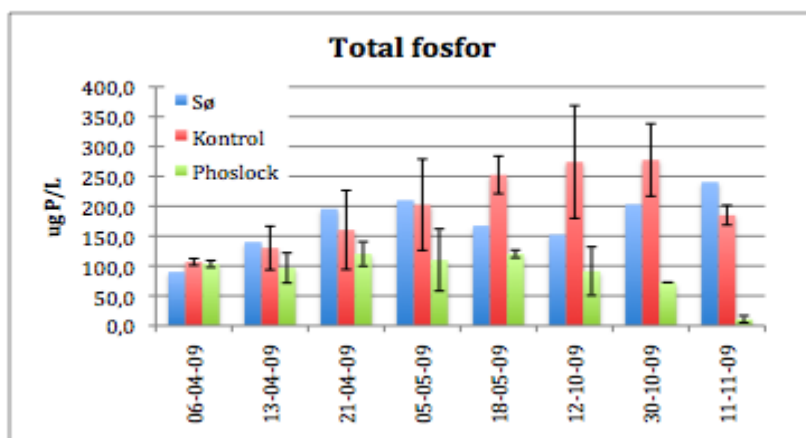
Frigivelsesraterne målt på sedimentkernerne fra d. 11/11-2009 er lavere end raterne målt på sedimentkernerne fra d. 5/5-2009. Dette kan sandsynligvis skyldes, at laget af fædningsmiddel ovenpå sedimentet er blevet resuspenderet enten ved bioturbation eller ved turbulens i vandfasen evt. som følge af blæst. Laget af aluminiumflokke fra Pax-15 er meget porøst. Derfor menes resuspension og interne strømhastigheder i søer at kunne mobilisere aluminiumflokkene. Forsøg udført i Reitzel et al (2010) viser at nyudfældede aluminiumsflokke resuspenderes ved strømhastigheder omkring 2cm/sek, hvor overfladesediment resuspenderes ved 10-15cm/sek. Forsøg med bestemmelse af strømhastigheder i fire danske søer viser, at selv ved moderate vindhastigheder, kan der opnås strømhastigheder på ca. 11cm/sek. Ud fra data fra Reitzel et al (2010) er det beregnet, at der er risiko for resuspension af aluminiumsflokke ca. 200 dage om året [Reitzel et al, 2010]. Dette betyder at der er stor chance for, at en del af aluminiumsflokkene i Pax-15-mesokosmerne er blevet resuspenderet hen over måleperioden. I forhold til, er laget af Phoslock™ ikke så tykt og porøst som laget af Pax-15 [Phoslock, 2010]. Derved er chancen for, at laget resuspenderes ikke så stor.

Ved at sammenligne sigtddybde, koncentrationen af klorofyl a og koncentrationen af total fosfor for søen, reference-mesokosmerne og mesokosmerne tilsat ét af fædningsmidlerne, kan effekten af hhv. ingen afskæring, en afskæring af den eksterne belastning og en afskæring af både ekstern og intern belastning estimeres. I dette tilfælde er mesokosmerne tilsat Phoslock™ valgt. På figur 7.3a og b herunder er sigtddybden og klorofyl a koncentrationen vist.



Figur 7.3 a) Viser sigtdybden i sø, kontrol- og Phoslock™ -mesokosmerne hen over måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser. b) viser koncentrationen af klorofyl a i sø, kontrol- og Phoslock™ -mesokosmerne hen over måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser. Bemærk forskellig skalering på y-akserne.

D. 12/10-2009 ses der en variation i sigtdybde og koncentrationen af klorofyl a for hhv. sø og referencemesokosmerne. I referencemesokosmerne, hvor de eksterne kilder er afskåret, ses der d. 12/10-2009 en forøgelse af sigtdybden med ca. 26% i forhold til søen. Koncentrationen af klorofyl a er i referencemesokosmerne reduceret med ca. 53% i forhold til søen. Sigtdybden og koncentrationen af klorofyl a i Phoslock™ -mesokosmerne er steget og faldet hhv. ca. 85% og 96% i forhold til søen. Figur 7.4 nedenfor viser koncentrationen af total fosfor i hhv. sø, reference- og Phoslock™ -mesokosmerne.



Figur 7.4 viser koncentrationen af total fosfor i søen, reference- og Phoslock™ -mesokosmerne over måleperioden samt de dertilhørende standardafvigelser.

Koncentrationen af total fosfor er d. 12/10-2009 højere i referencemesokosmerne end i søen, hvorefter der d. 11/11-2009 ses en lavere koncentration af total fosfor i referencemesokosmerne. De store standardafvigelser på målingerne fra referencemesokosmerne d. 12. og d. 30/10-2009 er sandsynligvis skyld i, at koncentrationen af total fosfor er større end i søen. D. 11/11-2009 ses der en reduktion i koncentrationen af total fosfor i referencemesokosmerne på ca. 23%. Standardafvigelsen på denne måling er lille, så derfor må målingen være tæt på den reelle koncentration. I hele efterårsperioden ses der en reduktion af total fosfor i Phoslock™ -mesokosmerne på 40-96% i forhold til søen.

Under mesokosmosforsøg II, blev der målt en ca. 60% højere frigivelsesrate af orthofosfat fra sedimentet i søen i forhold til sedimentet fra kontrolmesokosmerne. Sedimentkernerne blev i begge tilfælde udtaget i foråret 2010 (d. 15/4-2010 og d. 4/5-2010), hvilket betyder, at der ikke var den

store forskel på koncentrationen af orthofosfat i vandfasen (jf. figur 6.26), der ellers ville have indflydelse på frigivelsesraten af orthofosfat.

Ovenstående indikerer, at der ville ske en forbedring af vandkvaliteten i Nols sø, hvis alle eksterne kilder blev afskårede, som i referencemesokosmerne. Forbedringen ville dog ikke være tilstrækkelig til at sikre en god økologisk tilstand i Nols sø, idet koncentrationen af total fosfor i referencemesokosmerne stadig ligger over 100 µg P/L. Derfor vil det være nødvendigt at reducere den interne fosforbelastning. En reduktion af den eksterne og den interne belastning, ville forbedre søens vandkvalitet markant. Det skal dog understreges, at en reduktion i den eksterne belastning før et indgreb i den interne belastning vil være nødvendig.

### 7.3.2 Mesokosmosforsøg II – Opstillet i november 2009

Forsøget med in situ tilsætning af fædningsmidler blev reetableret og udført igen i november 2009. Det blev det dels fordi der var problemer med opvoksning af makrofyter i mesokosmerne fra mesokosmosforsøg I og dels fordi fædningsmidler blev tilsat for sent, således der ikke sås nogen umiddelbar effekt af disse. Flydebroen blev i det nye forsøg forlænget med 5m, således en større vanddybde og dermed lavere lysnedtrængning i vandfasen, ville forhindre makrofyter i at vokse op igen. Desuden blev en kombinationsbehandling med først en tilsætning af Pax-15 og derefter Phoslock™ testet idet dette blev anbefalet at afprøve [Traill og Henriksen, 2009].

Umiddelbart efter tilsætningen sås der en opklaring af vandfasen i mesokosmerne tilsat Pax-15. Koncentrationen af Pax-15 tilsat mesokosmerne hvori kombinationsbehandlingen skulle testes, var dog ikke høj nok til at opklare vandfasen. Der blev heri tilsat Pax-15 i en koncentration på 44,4 mL Pax-15/m<sup>2</sup>. Sigtdybden i mesokosmerne tilsat Phoslock™ blev efter tilsætningen gradvist forbedret og da isen var brudt i slutningen af marts 2010, var sigtdybden i mesokosmerne indeholdende Phoslock™, på samme niveau som i mesokosmerne tilsat Pax-15. Grunden til, at der sås en opklaring af vandfasen allerede umiddelbart efter tilsætningen af Pax-15 er, at aluminiumklorid efter tilsætning til vandfasen ved hydrolyse, danner aluminiumhydroxid, der danner flokke, der har høj affinitet overfor både orthofosfat og planteplankton [Reitzel et al, 2003]. Når der er lille mængde planteplankton i vandfasen, udsedimenterer aluminiumhydroxidflokkene langsommere end hvis der er stor mængde planteplankton, hvilket betyder større kontaktid mellem flokkene og planteplanktonet og orthofosfat. Ved større mængder planteplankton, som ved tilsætningen d. 3/4-2009, adsorberes meget planteplankton til aluminiumhydroxidflokkene, således flokkene bliver større og tungere og udsedimenteringen derved går hurtigere. Jo mere planteplankton, jo større og tungere flokke og jo lavere bliver kontakttiden mellem flokkende og planteplankton og orthofosfat i vandfasen således mindre udsedimenteres. [Berkowitz et al, 2006].

I slutningen af måleperioden 2010 sås der en stigning i sigtdybden i kontrolmesokosmerne samtidig med, at koncentrationen af klorofyl a faldt. Dette var bemærkelsesværdigt, idet det burde være omvendt i foråret under opblomstringen af planteplankton. Da der blev udtaget prøver fra mesokosmerne til bestemmelse af planteplankton, blev der observeret en usædvanlig stor mængde vandlopper (*copepoder*), som åd planteplanktonet. Denne dominans af zooplankton kan være opstået grundet afskæringen fra de omkringliggende vandmasser, således fredsfiskene ved prædation, ikke kunne holde zooplanktonet nede. Desuden har afskæringen fra de omkringliggende vandmasser også betydet, at der ikke blev tilført næringsstoffer udefra, hvilket også har haft en betydning for væksten af planteplankton i kontrolmesokosmerne.

I den sidste del af måleperioden (fra d. 7/4-2010 til d. 4/5-2010) var koncentrationen af ammonium i mesokosmerne tilsat fædningsmidler, højere end i kontrolmesokosmerne. Nitratkoncentrationen var

nogenlunde på samme niveau i alle mesokosmerne. Den forhøjede ammoniumkoncentration i mesokosmerne tilsat fædningsmidler er sandsynligvis en effekt af, at der anvendes mindre ammonium af planteplanktonet, som findes i færre antal, hvilket ses af den lavere koncentration af klorofyl a og forøgede sigtddybde. Samtidig sås, grundet den lave nitratkoncentration, at nitrifikationen var lav på dette tidspunkt af året, hvorfor der ikke udnyttedes så meget ammonium til denne proces, hvilket ligeledes er skyld i den høje ammoniumkoncentration. I mesokosmerne tilsat fædningsmidler var koncentrationen af uorganisk kvælstof (ammonium + nitrat) generelt højere end i kontrolmesokosmerne. Dette overskud af uorganisk kvælstof skyldtes, at tilgængeligheden af orthofosfat i vandfasen var blevet begrænset pga. fædningsmidlerne. Derved forekom der mindre vækst af planteplankton, og deraf et større overskud af uorganisk kvælstof i vandfasen.

Allerede umiddelbart efter tilsætningen af fædningsmidler til mesokosmerne faldt koncentrationen af orthofosfat og total fosfor i forhold til kontrolmesokosmerne. Dette skal ses i forhold til, at der ikke sås noget markant faldt i koncentrationen af orthofosfat og total fosfor i mesokosmerne tilsat fædningsmidlerne i mesokosmosforsøg I i april 2009. Det tyder på, at november er et bedre tidspunkt for tilsætning af fædningsmidler, idet det meste fosfor i vandfasen findes på uorganisk form. Det skal nævnes, at koncentrationen af total fosfor i kombinationsmesokosmerne faldt langsommere til samme niveau som i mesokosmerne tilsat hhv. Pax-15 og Phoslock™, hvilket ikke var forventet.

Effekten af Pax-15 og Phoslock™ et halvt år efter tilsætningen for mesokosmosforsøg I og II (d.11/11-2009 og d. 4/5-2010), er i tabel 7.3 sammenlignet med resultater fra tidligere forsøg med tilsætning af Pax-15 og Phoslock™. Tabellen viser den procentvise forbedring af hhv. koncentrationen af total fosfor, koncentrationen af orthofosfat, koncentrationen af klorofyl a samt sigtddybden 6 måneder efter tilsætningen.

**Tabel 7.3 viser den procentvise forbedring i vandkvalitetsparametrene et halvt år efter tilsætningen af hhv. Pax-15 og Phoslock™. Vandkvalitetsparametrene for mesokosmosforsøg I og II i Nols sø er sammenlignet med parametrene for Pax-15 tilsætning i Sønderby Sø [Hansen, 2003] og Frederiksborg Slotssø [Liboroussen et al, 2007] og Phoslock™ tilsætning i søen i Het Groene Eiland i Holland [Institut Dr. Nowak, 2008] og i Bärensee i Tyskland [Institut Dr. Nowak, 2009b].**

|                                  | <b>Total fosfor</b> | <b>Sigtddybde</b> | <b>Klorofyl a</b> |
|----------------------------------|---------------------|-------------------|-------------------|
| <b>Pax-15</b>                    |                     |                   |                   |
| <b>Hansen (2003)</b>             | 93%                 | 215%              | 58,4%             |
| <b>Liboroussen et al (2007)</b>  | 83%                 | 300%              | 80%               |
| <b>Mesokosmosforsøg I</b>        | 93%                 | 92%               | 95%               |
| <b>Mesokosmosforsøg II</b>       | 63%                 | 180%              | 37%               |
| <b>Phoslock™</b>                 |                     |                   |                   |
| <b>Institut Dr. Nowak, 2008</b>  | 57%                 | 150%              | 68%               |
| <b>Institut Dr. Nowak, 2009b</b> | 70%                 | 363%              | 71%               |
| <b>Mesokosmosforsøg I</b>        | 95%                 | 121%              | 93%               |
| <b>Mesokosmosforsøg II</b>       | 70%                 | 100%              | 36%               |

Forskellen i den procentvise forbedring i sigtddybden vist i tabel 7.3 afhænger, ud over effekten af fædningsmidlerne, også af vanddybden i den respektive sø. Jo større vanddybde, jo større procentvis forbedring kan der potentielt opnås.

Kombinationsbehandling, testet i mesokosmosforsøg II, er blevet afprøvet i Lürling (2009). Her findes kun data for koncentrationen af total fosfor. Der sås en forbedring i koncentrationen af total fosfor i vandfasen på 93%. I nærværende projekt var forbedringen af koncentrationen af total fosfor i kombinationsmesokosmerne ca. 74%.

Tallene fra mesokosmosforsøg I og II i nærværende projekt og de øvrige kilder i tabellen kan ikke sammenlignes med 100% nøjagtighed, idet data fra nærværende projekt er fra in situ tests i mesokosmer, hvor data fra de øvrige forsøg er fra fuldskala forsøg. Dog ses der, ud fra de øvrige data, at både Pax-15 og Phoslock™ har en stor effekt på vandkvaliteten 6 måneder efter tilsætningen. Dette betyder, at ved en nedbringning af de eksterne kilder samt et indgreb i den interne belastning i Nols sø, vil denne højst sandsynligt kunne opnå en langt bedre vandkvalitet end den nuværende.

Den procentvise forbedring i vandkvalitetsparametrene for tilsætning af Pax-15, vist i tabel 7.3 indikerer, at tilsætning af aluminium til søer har en langtidsvirkende effekt idet tabellen viser den procentvise forbedring 6 måneder efter tilsætningen. Dette understøttes af resultater fra de Vincente et al (2008), hvor effekten af aldring af  $\text{Al}(\text{OH})_3$  på adsorptionen af orthofosfat, er undersøgt. Resultaterne herfra viser, at  $\text{Al}(\text{OH})_3$  efter 6 måneder har opretholdt adsorptionskapaciteten. Resultater fra et tilsvarende forsøg i Berkowitz et al (2006) viste dog en reduceret orthofosfat adsorptionskapacitet på 50%. Dette indikerer, at det kan være en god ide at tilsætte en mindre dosis aluminium over flere omgange i stedet for en stor dosis ved en enkelt tilsætning.

Tilsætningen af Phoslock™ der ud fra tabel 7.3 også ud til at have en langtidsvirkende effekt. Da bindingen af orthofosfat til lanthan er stabil i pH intervallet 5-11, hvilket er det pH interval vandet i Nols sø ligger indenfor, er orthofosfaten permanent bundet til lanthan. De lanthan-sites, der findes i Phoslock™, der ikke er reageret med orthofosfat, forbliver aktive og vil fortsætte med at binde orthofosfat indtil disse er mættede. [Phoslock, 2010].

Hvis der ses på de initielle aerobe og anaerobe frigivelsesrater for mesokosmerne indeholdende hhv. Pax-15, Phoslock™ og kombinationsbehandling, jf. tabel 6.4, ser det ud til, at den behandling, der har den største effekt på frigivelsesraten af orthofosfat fra sedimentet, er kombinationsbehandlingen. Selvom koncentrationen af total fosfor i vandfasen i disse mesokosmer ikke umiddelbart faldt til samme niveau, som mesokosmerne tilsat Pax-15 og Phoslock™, er den initielle aerobe og anaerobe frigivelsesrate altså lavere for sedimentet i disse mesokosmer. Dette kan skyldes, at når orthofosfaten frigives fra sedimentet til vandfasen, skal dette forbi to lag af fældningsmiddel, der kan binde orthofosfat. Det betyder, at der er en større chance for, at orthofosfaten bliver bundet af enten Pax-15 eller Phoslock™ end i de mesokosmer, hvor der kun blev tilsat ét fældningsmiddel. Det skal dog bemærkes, at den koncentration af Pax-15, der blev tilsat til mesokosmerne med kombinationsbehandlingen, ikke var stor nok til at opklare vandfasen. Derfor anbefales det at tilsætte Pax-15 i en højere koncentration ved eventuelle videre forsøg med kombinationsbehandlinger. Det ser desuden ud til, ud fra frigivelsesraterne, at Phoslock™ binder orthofosfat bedre under aerobe forhold end Pax-15. Derimod er det omvendt under anaerobe forhold, hvor Pax-15 binder orthofosfat bedre end Phoslock™. Det kan dog være svært at sige, om laget af fældningsmidler i alle tilfælde kan være svækket af turbulens eller bioturbation, således der kan ske en større frigivelse af orthofosfat til vandfasen.

Pax-15 kan kun anbefales at tilsættes i fuldskala, hvis det tilsættes på de, af producenten, foreslåede tidspunkter (sent efterår eller tidligt forår). Hvis det tilsættes på samme tidspunkt som i mesokosmosforsøg I, er det ikke kun den lave koncentration af orthofosfat i vandfasen, der kan blive et problem. Grundet forårets opblomstring af planteplankton, forårsager den høje primærproduktion, at koncentrationen af kuldioxid i vandfasen falder og derved produceres der mindre kulsyre. Dette bevirker en stigning i pH. [Sand-Jensen og Lindegaard, 2004]. For Nols sø er der i april-maj 2010 målt pH-værdier  $>8$ , hvilket ved en eventuel tilsætning af Pax-15 ville resultere i, at aluminium ikke kun vil udfælde som  $\text{Al}(\text{OH})_3$  men også som det potentielt toksiske  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ .  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  har en højere opløselighed end  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , således aluminium mister sin adsorptionsevne overfor orthofosfat, der igen kan frigives til vandfasen. [Cooke et al, 2005], [Rydin & Welch, 1999].

### 7.3.3 Effekt af Pax-15 og Phoslock™ på sedimentets orthofosfat- og kvælstofflux samt iltforbrug

Der blev pakket 6 søjler med sediment fra de øverste 10cm sediment fra Nols sø. Iltforbruget og næringsstoffluxen til vandfasen blev derefter målt på alle søjlerne, for at undersøge om sedimentet i søjlerne var homogent, således der ikke var nogen nævneværdig forskel på målingerne mellem søjlerne. Iltforbruget i alle søjlerne og ammoniumfluxen var nogenlunde ens, mens der var en vis variation mellem søjlernes orthofosfat- og nitratflux fra sedimentet.

Efter tilsætningen af Pax-15 og Phoslock™ til de respektive søjler, blev samme forsøg udført igen. Her udviste kontrol- og Phoslock™ -søjlerne stort set samme iltforbrug som ved startforsøget uden fædningsmidler. Dog var der et lidt større iltforbrug i søjlerne tilsat Phoslock™. Dette kan dog skyldes usikkerhed ved analysemetoden til bestemmelse af iltindholdet. I søjlerne tilsat Pax-15 var der kun et meget lille iltforbrug. Da forsøget blev udført igen et par dage efter, udviste alle søjlerne samme tendenser som ved forsøget lige efter tilsætning. Iltforbruget i søjlerne tilsat fædningsmidler var dog steget, men søjlerne tilsat Pax-15 havde stadig et lavt iltforbrug, mens søjlerne indeholdende Phoslock™ havde et noget større iltforbrug end kontrolsøjlerne, der stadig havde et iltforbrug tilsvarende forsøget lige efter tilsætningen.

Ovenstående resultater er interessante idet de indikerer, at Pax-15 muligvis har en hæmmende effekt på nedbrydningen af organisk materiale i sedimentet, idet der stort set intet iltforbrug måles i sedimentet i søjlerne tilsat Pax-15. Det er også sandsynligt, at laget af aluminiumhydroxidflokke skaber en fysisk barriere, der påvirker gennemtrængningen af ilt, således der ikke kunne måles et iltforbrug. Omvendt ser det ud til, at Phoslock™ fremmer nedbrydningen, idet iltforbruget i sedimentet i søjlerne tilsat Phoslock™, er højere end iltforbruget i kontrolsøjlerne. Dette kunne eventuelt undersøges nærmere ved at analysere nedbrydningsraten i sediment fra Nols sø tilsat hhv. Pax-15 og Phoslock™ samt rent sediment som kontrol.

Som nævnt var fosfatfluxen ikke lige stor for alle de pakkede søjler da forsøget blev lavet før tilsætningen af fædningsmidler. Det kan skyldes, at sedimentet, før pakningen af søjlerne til forsøget, ikke var homogeniseret grundigt nok. Forsøgene med orthofosfat- og uorganisk kvælstofflux, udført efter tilsætningen af fædningsmidler, udviser så små variationer imellem søjlerne, at det er svært at sige noget konkret ud fra.

## 7.4 Forslag til restaureringplan for Nols sø

For en effektiv restaurering af Nols sø er det vigtigt, at den eksterne næringsstofbelastning er reduceret tilstrækkeligt, til at et indgreb i den interne næringsstofbelastning vil have en effekt. Oftest anbefales det, at koncentrationen af total fosfor i vandfasen i søen skal ned under  $100\mu\text{g P/L}$ , før det vil give nogen effekt at lave et indgreb i den interne næringsstofbelastning. Som gennemsnit over forårets værdier af koncentrationen af total fosfor i vandfasen i Nols sø, lå koncentrationen på ca.  $130\mu\text{g P/L}$ , hvilket er ca. 30% højere end den anbefalede grænseværdi. [Liboroussen et al, 2007]. For at opnå en reduktion i koncentrationen af total fosfor i vandfasen, skal bidraget fra eksterne kilder reduceres. Som nævnt i afsnit 7.2 ville det give størst effekt at reducere bidraget fra kloak/overløb, afstrømningen fra de befæstede arealer samt afstrømningen af landbrugsarealerne. Afstrømningen fra landbrugsarealerne ville give størst effekt i form af nedbringningen af søens koncentration af total kvælstof, hvilket er en faktor, der også skal tages op til overvejelse i forbindelse med en reduktion af eksterne kilder.

For at reducere bidraget af næringsstoffer fra kloak/overløbsbygværk, ville retentionstanken evt. kunne udvides, således det tilbageholdte volumen, før spildevandet ledes ud i søen, øges. Det må forventes, at der i fremtiden vil forekomme større og mere hyppige regnhændelser, der vil forårsage flere timer med overløb til søen end set i 2009. Derfor vil en udvidelse af retentionstanken kunne være en mulighed til reduktion af næringsstofbidraget til søen.

En fremtidig ændring af klimaet, vil også føre til et større næringsstofbidrag fra de separatkloakerede områder ved Vestergaardsvej og den øvre del af Nolsvej samt afstrømning fra nedre del af Nolsvej og parkeringspladsen. Der findes ingen egentlige krav til kvaliteten af udledt regnvand fra separatkloakerede områder. Det må forventes at sådanne krav heller ikke bliver vedtaget, idet det i praksis er stort set umuligt at kontrollere opretholdelsen heraf. Derfor bør her ses på, hvorledes regnvandet kan undergå en rensning inden det udledes til Nols sø. Det bør overvejes hvorvidt et vådt regnvandsbassin kunne anlægges på en del af parkeringspladsens areal (syd for søen.) Et vådt regnvandsbassin fungerer som en lille, lavvandet sø, der renser den tilløbne vand via de naturlige forekommende processer, såsom biologisk nedbrydning af organisk materiale. Bassinet skal designes således, at det langsomt dræner det tilløbne overfladevand videre til Nols sø. For et veldimensioneret bassin er årsmiddelværdierne for rensegraden af total fosfor og total kvælstof hhv. 55-65% og 30-35%. Igennem dette bassin skulle så ledes regnvand fra hhv. de befæstede arealer og det separat afledte regnvand fra øvre del af Nolsvej og Vestergårdsvej, som derefter drænes ud til søen. På denne måde tilbageholdes størstedelen af de næringsstoffer, der findes i regnvandet, i regnvandsbassinet. Desuden kunne det overvejes at omlægge drænet fra den øverste del af boldbanerne, således drænvandet og afstrømningen af landbrugsarealerne, blev ledt gennem regnvandsbassinet. Således ville en del af næringsstoffer herfra blive fjernet inden vandet blev udledt til Nols sø. [Vollertsen et al, 2006].

Efter en nedbringning af næringsstofftilførslen fra de eksterne kilder til Nols sø, kan et indgreb i den interne belastning gennemføres. I nærværende projekt er to fældningsmidler (Pax-15 og Phoslock™) til fosforfældning testet in situ i Nols sø. Begge fældningsmidler formår at fælde fosfor effektivt og oplære vandfasen, Phoslock™ dog med lidt forsinkelse. Phoslock™ er ca. dobbelt så dyrt som Pax-15, men trods dette, vil anvendelsen af Phoslock™ medføre en lettere dosering til søen, da der ikke skal tages højde for pH-ændringer. Iversen (2009) fandt desuden Phoslock™ til ikke at have en hæmmende effekt på nitrifikationen i modsætning til Pax-15. Phoslock™ danner et tyndere lag på bunden efter tilsætning, hvilket kan have en fordel for eksempelvis iltgennemtrængningen.

Pax-15 er et billigere alternativ til Phoslock™. Det er dog en del mere besværlig at dosere Pax-15 til søen, idet der skal tages højde for pH-sænkninger i vandfasen. I så store mængder, som skal tilsættes søen ved en eventuel behandling, kan opløsningen med Pax-15 ikke pH-justeres grundet for stor varmeudveksling og flokdannelse, der kan skade doseringspumperne. Derfor er der tidligere anvendt at blande aluminiumklorid med et basisk aluminiumsprodukt (aluminat) i et forhold, der opnår en pH-værdi på ca. 7 [Liboroussien et al, 2007]. Iversen (2009) fandt Pax-15 til at være potentielt hæmmende for nitrifikation. Desuden er der i nærværende projekt fundet indikationer på, at Pax-15 kan have en hæmmende effekt på nedbrydningen af organisk materiale i sedimentet, da der kun blev registreret et lille iltforbrug i sedimentet efter tilsætningen af Pax-15. Det lave iltforbrug kan dog også skyldes, at laget af aluminiumflokke er så tykt, at det skaber en fysisk barriere for iltgennemtrængning. Uanset kan det potentielt skabe problemer for de kemiske og biologiske processer i sedimentet. Selvom Pax-15 er billigere en Phoslock™, kan det anbefales at anvende Phoslock™ til en restaurering af Nols sø, idet fordelene ved anvendelse af Phoslock™ i forhold til Pax-15 opvejer den højere pris.

En reduktion af forforkoncentrationen i vandfasen ved brug af fældningsmidler, kan kombineres med en biomanipulation i form af opfiskning af fredsisk, idet et indgreb i den interne fosforbelastning

alene ikke kan skabe en gunstig artsammensætning i Nols sø. En opfiskning af fredsfisk vil reducere risikoen for bioturbation af sediment samt laget af fædningsmiddel. Indgrebet vil desuden øge græsningen af planteplankton idet prædationen på zooplankton vil reduceres og dermed få populationen til at vokse. Efter fiskedøden i marts 2010 vil det tage noget tid for populationen af fredsfisk at opnå samme størrelse som før. Tidligere erfaringer af opfiskning af fredsfisk har været en bekostelig affære [Liborioussen et al, 2007]. Derfor kunne det være en åbenlys mulighed for at få sat gang i de tiltag, der skal føre til en restaurering af Nols sø, snarest muligt. Da den tilbageværende fredsfiskepopulation i søen er stor nok til at holde zooplanktonbestanden nede, vil det dog være nødvendigt, at opfiske et mindre antal fredsfisk, for at opnå en effekt.



## 8. Konklusion

Nærværende projekt har til formål at evaluere anvendelsen af fædningsmidlerne Pax-15 og Phoslock™ til inaktivering af den interne fosforpulje i sedimentet i Nols sø, Nordjylland. Desuden estimeres bidraget af fosfor og kvælstof fra de eksterne næringsstofkilder til søen, for at kunne afgøre, hvilke kilder der skal reduceres for at opnå en reduktion i koncentrationen af fosfor og kvælstof i Nols sø. Der er desuden udarbejdet et forslag til en fremtidig restaurering af Nols sø.

Den økologiske tilstand i Nols sø kan klassificeres som værende dårlig. Med en middel sommersigtedybde på ca. 39cm og en gennemsnitlig koncentrationen af total fosfor og kvælstof i vandfasen på hhv. ca. 132µg P/L og ca. 2600µg P/L, er det nødvendigt at lave tiltag både overfor den eksterne og den interne næringsstofbelastning. Under den ekstreme vinter 2009/2010, forværredes vandkvaliteten under det ca. 30cm tykke isdække, der dækkede Nols sø fra slutningen af december 2009 til slutningen af marts 2010. Iltindholdet i søen faldt til under 4mg O<sub>2</sub>/L, således over 120kg fisk, primært freds fisk men også få rovfisk, døde af iltmangel og måtte fiskes op af søen.

I slutningen af projektperioden, april/maj 2010, blev der målt en ca. 60% højere frigivelsesrate af orthofosfat på sedimentkerner udtaget fra søen i forhold til sediment fra kontrolmesokosmerne. Der sås desuden en forøgelse af sigtddybden i kontrolmesokosmerne på ca. 26% og en reduktion i koncentrationen af total fosfor på ca. 23%. Dette indikerer dels, at bidraget af fosfor fra de eksterne kilder har en betydelig indflydelse på den biotilgængelige fosforpulje i sedimentet, dels at en afskæring af de eksterne kilder vil føre til en forbedring af vandkvaliteten i Nols sø. Forbedringen af vandkvaliteten ville dog ikke være tilstrækkelig til at skabe en god økologisk tilstand i søen. I 2009 udgjorde den interne fosforbelastning ca. 65% af den samlede fosforbelastning af Nols sø. Dette understreger, at en reduktion af fosfortilførslen fra de eksterne kilder ikke ville være tilstrækkelig, da den interne tilførsel af fosfor er større end den eksterne. Således er en inaktivering af den interne fosforpulje nødvendig for at skabe god økologisk tilstand til Nols sø.

Næringsstofftilførslen til Nols sø er afhængig af nedbørsmængderne. Larsen (2009) estimerede overløbsbygværket til at have størst indflydelse på bidraget af fosfor til søen. Estimatet var i høj grad påvirket af det høje antal overløbstimer fra overløbsbygværket i 2008. Det er i nærværende projekt estimeret, at overløbsbygværket i 2008 bidrog med hhv. 72% og 68% af det samlede fosfor- og kvælstofbidrag til Nols sø. I 2009 bidrog overløbsbygværket med hhv. 35% og 28% af det samlede fosfor- og kvælstofbidrag. Der var ikke stor variation på nedbørsmængderne i 2008 og 2009 så derfor er det sandsynligt, at pumperne i overløbsbygværket var ramt af slidtage, indtil de blev skiftet i foråret 2009, hvilket kan forklare de mange overløbstimer i 2008 i forhold til 2009. Estimatet fra 2009 giver derfor et mere reelt billede af det aktuelle næringsstofbidrag fra de eksterne kilder til søen. De største fosfor- og kvælstofbidragere til søen i 2009 var overløbsbygværket med hhv. 35% og 28% af det samlede fosfor- og kvælstofbidrag samt afstrømningen fra de befæstede arealer, herunder afstrømning af separat afledt regnvand, med hhv. 41% og 28% af det samlede fosfor- og kvælstofbidrag. Landbrugsarealerne bidrager desuden med 32% af det samlede kvælstofbidrag.

I nærværende projekt er det fundet tilstrækkeligt at tilsætte Phoslock™ i en koncentration på 400g/m<sup>2</sup> og Pax-15 i en koncentration på 222mL Pax-15/m<sup>2</sup>, for at inaktivere og udfælde den interne fosforpulje. Både Pax-15 og Phoslock™ er i stand til at reducere frigivelsen af orthofosfat til vandfasen med hhv. 86% og 92%, således vandkvaliteten forbedres i form af forøget sigtddybde samt reduceret koncentration af klorofyl a og total fosfor. Phoslock™ er dyrere end Pax-15, men fordelene herved overgår fordelene ved anvendelse af Pax-15. Phoslock™ er mindre kompliceret at tilsætte, idet der ikke skal tages højde for lokale pH-ændringer i vandfasen. Desuden tyder det på, at Phoslock™ ikke er

hæmmende for nedbrydningen af organisk materiale eller skaber en fysisk barriere, der kan skabe problemer med gennemtrængningen af ilt og fødeoptag til organismer, der lever i sedimentet. Desuden er Pax-15 i Iversen (2009) fundet til at være potentielt hæmmende for nitrifikationen, hvilket der dog ikke er fundet indikationer på i nærværende projekt. Det tyder på, at en kombinationsbehandling med Pax-15 og Phoslock™ er i stand til at reducere frigivelsen af orthofosfat fra sedimentet yderligere. Dog sås der en forsinket effekt af behandlingen på koncentrationen af total fosfor i vandfasen. For at se en effekt af kombinationsbehandlingen på indholdet af total fosfor i vandfasen, skal der anvendes en højere koncentration end de 44,4 mL Pax-15/m<sup>2</sup> fra nærværende projekt. Det anbefales at undersøge effekten af kombinationsbehandlinger yderligere, før der tages stilling til, om en sådan behandling vil give et bedre resultat.

For en effektiv restaurering af Nols sø anbefales det at anlægge et vådt regnvandsbassin på en del af arealet af den til søen tilstødende parkeringsplads. Her skal afstrømningen fra de befæstede områder, separat afledt regnvand fra Nolsvej og Vestergårdsvej samt drænvandet fra den øverste del af boldbanerne, hvori der også løber overfladevand fra landbrugsarealerne, ledes igennem. Et vådt regnvandsbassin fungerer som en lille, lavvandet sø og kan fjerne op til 55-65% og 30-35% af det tilløbne fosfor og kvælstof ved hjælp af de naturlige processer i sedimentet, inden vandet langsomt drænes ud til søen. Da de fremtidige klimaforandringer vil føre til større og hyppigere regnhændelser, anbefales det på sigt, at udvide retentionstanken, hvortil spildevand fra overløbsbygværket tilløber, således det tilbageholdte volumen, før spildevandet ledes ud i søen, øges.

Efter en reduktion af næringsstofbidraget fra de eksterne kilder, kan en tilsætning af Phoslock™ til vandfasen finde sted. Det anbefales at tilsætte Phoslock™ i efterårsperioden idet det meste fosfor i vandfasen er på uorganisk form, der binder sig til lanthanionerne og udfælder. Alternativt kan Phoslock™ tilsættes i forårsperioden før opblomstring af planteplankton. For at reducere bioturbation af sedimentet og øge populationen af zooplankton, anbefales det at kombinere tilsætningen af Phoslock™ med biomanipulation i form af opfiskning af fredsfisk. Efter et sådan indgreb, vil den øgede population af zooplankton medføre en øget græsning af planteplankton og derved øge sigtddybden i søen. Hvis de ovenstående tiltag bliver udført indenfor de næste par år, vil den reducerede population af fredsfisk, efter fiskedøden i foråret 2010, muligvis kunne udnyttes ved en eventuelt biomanipulation i Nols sø.

## 9. Referencer

Bøttcher, J. W.; Christensen, R. B.; Hede, S. M.; Jensen, C.; Kreilgaard, N. T.; Rasmussen, M. G.; Ravn, H. D, 2009 – *"Biomanipulation af Nols sø"* – Semesterrapport 1. semester biologi, Aalborg Universitet

Berkowitx, J, Anderson, M. A., Amrhein, C., 2006 – *"Influence of aging on phosphorus sorption to alum floc in lake water"* – Water Research 40 (2006) 911-916

Cooke, G.D; Welch, E. B.; Martin, A. B.; Fulmer, D. G.; Hyde, J. B.; Schriever, G. D., 2003 – *"Effectiveness of Al, Ca and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes"* – Hydrobiologia 253 – Kluwer Academic Publishers

Cooke, G.D; Welch, E. B.; Peterson, S. A.; Nichols, S. A., 2005 – *"Restoration and Management of Lakes and Reservoirs"* – Third edition – CRC Press – Copyright by Taylor & Francis

de Vicente, I., Huang, P., Andersen, F.Ø, Jensen, H. S, (2008) – *"Phosphate Adsorption by Fresh and Aged Aluminum Hydroxide. Consequences for Lake Restoration"* – Environ. Sci. Technol. (2008) 42, 6650-6655

DMI, 2007 - Thomsen, Rikke S. – DMI – *"Drift ad Spildevandskomitéens regnmålersystem"* – Teknisk notat 07-03 – Årsnotat 2006 – København 2007 - <http://www.dmi.dk/dmi/tr07-03.pdf> set d. 26/3-2010

DMI, 2009 - *"Nedbør og sol i Danmark"* - [http://www.dmi.dk/dmi/index/klima/klimaet\\_indtil\\_nu/nedboer\\_og\\_sol\\_i\\_danmark.htm](http://www.dmi.dk/dmi/index/klima/klimaet_indtil_nu/nedboer_og_sol_i_danmark.htm) set d. 1/6-2010

Garman, D., 2008 - *"Multiple Barriers – the role of Phosphorus and Eutrofication Control in Water Bodies"* – Powerpoint præsentation – Phoslock™ Water Solutions Ltd.

Guldvang, P., 2010 – Personlig kommentar fra Per Guldvang, Driftschef på Sigsgaards renseanlæg i Pandrup – d. 7/4-2010

Hansen J., 2003 – *"Sørestaurering ved anvendelse af aluminiumklorid"* - Cand. Scient. Specialerapport ved Biologisk institut Syddansk Universitet Danmark

Harremoës, P. og Malmgren-Hansen, A., 1990 – *"Lærebog i vandforurening"* – Kapitel 5 - Polyteknisk forlag

Henriksen, K., 2009 - Forelæsning i *"Soil Characterization and Polluted Soil Assessment"* af lektor Kaj Henriksen – 8. semester 2009 – Aalborg Universitet

Institut Dr. Nowak, 2009a - Germany – *"Report on the Application of Bentophos on the Silbersee"* – November 2009 - <http://www.phoslock.com.au/docs2/5.%20Phoslock%20Application%20-%20Lake%20Silbersee.%20Germany%20-%20Report%20-%20February%202008.pdf> set d. 26/2-2010

Institut Dr. Nowak, 2009b - Germany - "*Measures for Lake Restoration at the Bärensee, City of Bruchköbel*" - November 2009 -  
<http://www.phoslock.com.au/docs2/6.%20Phoslock%20Application%20-%20Lake%20Bareensee.%20Germany%20-%20Report%20-%20February%202008.pdf> set d. 26/2-2010

Institut Dr. Nowak, 2008 - Germany - "*Phoslock® Treatment Het Groene Eiland*" - November 2008 -  
[http://static.phoslock.eu/Upload/pdf-documents/Interim\\_Report\\_Het\\_Groene\\_Eiland\\_November\\_08.pdf](http://static.phoslock.eu/Upload/pdf-documents/Interim_Report_Het_Groene_Eiland_November_08.pdf) set d. 7/6-2010

Iversen, L., 2009 - "*Potentialet for brug af PAX-15 og Phoslock™ til restaurering af Nols sø*" - Afgangsprojekt af studerende på Aalborg Universitet 2009

Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Jensen, J. P., 1999 - "*Danske søer og deres restaurering*" - Miljø- og Energiministeriet, Danmarks miljøundersøgelser

Jeppesen, E.; Sagrario, M.A.G.; Gomá; L.; Søndergaard, M.; Jensen, J. P.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F., 2004 - "*Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations?*" - Freshwater Biology(2005) - Blackwell Publishing Ltd

Kemira, 2008a - Produktblad for Pax-15 - Kemira Water Danmark A/S

Kennedy R.H. & Cooke, G.D., 1982 - "*Control of Lake Phosphorus with Aluminum Sulfate: Dose Determination and Application Techniques*" - Water Resources Bulletin, vol. 18, no. 3 - American Water Resources Association

Kronvang, B.; Grant, R.; Iversen, H. L., 2002 - "*Fosfor i åer, søer og fjorde: Hvad betyder landbruget som forureningskilde?*" - Poster fra natur- og miljøforskningskonference 22-23. august 2002

Larsen, J., 2009 - "*Restaurering af Nols sø - med fokus på bestemmelse af fosforbelastning samt in-situ test af fosforfældning med aluminium*" - Afgangsprojekt af studerende på institut for kemi-, miljø- og bioteknologi Aalborg Universitet 2008/2009

Liboriussen, L.; Søndergaard, M.; Jeppesen, E., 2007 - "*Sørestaurering i Danmark Del 1: Tværgående analyser*" - faglig rapport fra DMU nr. 636

Lürling, M. & Oosterhout, J. F. X., 2009 - "*Flock and Lock*" - <http://static.phoslock.eu/Upload/pdf-documents/Rauwbrakenposter0109.pdf> set d. 7/6-2010

McIntosh, J., 2007 - "*Phoslock Application - Lake Okareka Final Report*" - Environmental publication - Environmental Bay of Plenty, Regional Council

Miljøcenter Aalborg, 2009 - Data fra overvågning af Nols sø udført af tidligere Noldjyllands Amt, sendt fra Miljøcenter Aalborg

Miljøministeriet, 2004 - Skov- og naturstyrelsen - "*Aftale om Vandmiljøplan III 2005-2015 mellem regeringen, Dansk Folkeparti og Kristendemokraterne*" - [http://www.vmp3.dk/Files/Filer/VMP\\_III-aftale-enderlig.pdf](http://www.vmp3.dk/Files/Filer/VMP_III-aftale-enderlig.pdf) set d. 26/4-2010

Miljøministeriet, 2008 - "*Mere om spildevand*" -  
<http://www.blst.dk/VANDET/Spildevand/Mere+om+spildevand/05010000.htm> Set d. 25/1-2010

Miljøstyrelsen, 2004 – *"Basisanalyse del 1 – Karakterisering af vandforekomster og opgørelse af påvirkninger"* – Vejledning fra miljøstyrelsen nr. 2, 2004

NICNAS, 2001 - National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme – *"Lanthanum Modified Clay (Phoslock™)"* – File no: NA/899

Nordjyllands amtskommune, 1980 - Amtsvandvæsenet – *"Rapport over forsøg med anvendelse af græskarper til grødebekæmpelse i Nols sø 1978/79"*

Pandrup Kommune, 2003 - Spildevandsplan for Saltum 2004-2012

Pandrup Kommune, 2005 - Email korrespondance mellem Gitte Clausen og Steen Jakobsen fra Pandrup Kommune

Phoslock, 2008a – Phoslock Water Solutions Ltd. – Hjemmeside: <http://www.phoslock.com.au/history.php> set d. 31/1-2010

Phoslock, 2008b - Phoslock Water Solutions Ltd. – *"Garden Ponds, Koi & Fish Ponds, Water Storage Ponds and Irrigation Channels – Treatment and Fact Sheet"*

Phoslock, 2010 – Phoslock Water Solutions Ltd. – Hjemmeside: <http://www.phoslock.eu/?subject=en-phoslock-basics> set d. 8/6-2010

Reitzel, K.; Hansen, J.; Jensen, H. S.; Andersen, F. Ø.; Hansen, K. S., 2003 – *"Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow eutrophic Lake Sønderby, Denmark"* – Hydrobiologia 506-509 – Kluwer Academic Publishers

Reitzel, K.; Hansen, J.; Jensen, H. S.; Andersen, F. Ø.; Hansen, K. S., 2005 – *"Lake Restoration by Dosing Aluminum Relative to Mobile Phosphorus in the Sediment"* – Environmental Science and Technology, vol. 39, no. 11

Reitzel, K.; Egemose, S.; Andersen, F. Ø.; Jensen, H. S.; Flindt, M., 2010 - *"Fysiske effekter af kemisk sørestaurering"* – Poster fra konferencen: Ferskvandssymposiet 2010, Roskilde, 2. marts 2010 <http://www.ferskvandssymposiet.dk/FERSKVANDSSYMPOSIET%202010%20Abstractkatalog.pdf> set d. 2/6-2010

Rydin, E. & Welch, E. B., 1999 – *"Dosing Alum to Wisconsin Lake sediments base don in vitro formatio of aluminum bound phosphate"* – Lake and Reservoir Management

Sand-Jensen, K. og Lindegaard, C., 2004 - *"Ferskvandsøkologi"* – Nordisk forlag A/S

Søndergaard, M.; Jeppesen, E.; Jensen, J. P., 2003 – *"Vandrammedirektivet og danske søer"* – faglig rapport fra DMU nr. 475 – Miljøministeriet, Danmarks miljøundersøgelser

Søndergaard, M.; Nielsen, K.; Friberg, N., 2005 – *"God miljøkvalitet i søer og vandløb"* – Aktuell Naturvidenskab 1, vandmiljø

Traill og Henriksen, 2009 - Emailkorrespondance mellem Kaj Henrikse, lektor på AAU, og Nigel Traill, regional manager fra Phoslock water Solutions Ltd Tyskland

Vollertsen, J.; Nielsen, A. H.; Rasmussen, M.; Jacobsen, T. H., 2006 – *"Våde regnvandsbassiner"* – Aalborg Universitet, Sohngårdsholmsvej 57, 9000 Aalborg

Vollertsen, J., 2010 - Personlig kommentar fra Jes Vollertsen – Professor med særlige opgaver – Institut 18 – Sektion for miljøteknologi – Songårdsholmsvej 57, 9000 Aalborg

Wegeberg, S. & Felby, C., 2009 – *"Introduktion til alger"* – Biologsk- og Naturvidenskabelig fakultet, Københavns Universitet, 2009

Winther, L; Linde, J. J.; Jensen, T. H.; Mathiasen, L. L.; Johansen; N.B., 2006 – *"Afløbsteknik"* – 5. Udgave , 1. oplag– Polyteknisk forlag

## 10. Appendix

### 10.1 Materialer og metoder

#### 10.1.1 Prøvetagning

##### Næringsstoffer:

###### Materialer:

- Engangssprøjte (20mL)
- GC-50 25mm filtre
- Filterholder
- Plastic viles
- 50mL centrifugerør

###### Metode:

Et GC-50 filter indsættes i filterholderen. Engangssprøjten gennemskyldes med vand fra samme sted som vandprøven skal tages 1-2 gange. Dernæst opsamles ca. 5mL vandprøve vha. engangssprøjten og sprøjtes igennem filtret ned i hhv en plastic vile eller et centrifugerør til bestemmelse af ortho-P og uorganisk N. Til total P og N-bestemmelse opsamles ca. 25mL ufiltreret vandprøve.

##### Iltindhold:

###### Materialer:

- Plastikslange
- Sugebold
- 50 mL winklerflasker m. låg
- Mangan(II)sulfatopløsning (Winkler I)
- Alkalisk iodidopløsning (Winkler II)

###### Metode:

Plastikslangen placeres i vandet, hvorfra vandprøven ønskes. Der laves hævert, således vandet løber fra slangen og over i winklerflasken. Vandet skal løbe over og proppen derefter sættes på, således der ikke indesluttet luft. Herefter tages proppen af og der tilsættes 1mL winkler I og derefter 1mL winkler II under vandoverfladen. Winklerflasken lukkes igen og rystes og henstilles herefter til det fremkomne bundfald har sat sig. Flasken opbevares herefter mørkt indtil analysen påbegyndes.

### **Sedimentkerner:**

#### **Materialer:**

- Sedimentprøvetager
- Sedimentrør
- Gummipropper

#### **Metode:**

Sedimentrøret skrues fast på det gevind, der findes i bunden af sedimentprøvetageren. Herefter presses sedimentprøvetageren vertikalt ned i sedimentet. Efterfølgende trækkes sedimentkernen op og der placeres en gummiprop i bunden af prøven.

### **10.1.2 Sedimentforsøg med orthofosfat flux**

#### **Materialer:**

- Sedimentprøver udtaget i plexiglasrør
- Gummipropper med påsat fiskesnøre og magnet
- Magnetomrører

#### **Metode:**

Alt vand over sedimentet i sedimentprøverne fjernes, og der tilsættes et kendt volumen søvand filtreret gennem et GC50 filter.

Sedimentprøverne tapes op omkring et rør, hvor der på toppen er fastmonteret en magnetomrører. Sedimentprøverne påføres derefter gummipropper med magnet, der sammen med magnetomrøreren sørger for konstant omrøring af bundvandet. Gummipropperne ligges skråt på rørene, således der sørges for aerobe forhold. Opstilling pakkes ind i sort plastik og henstilles ved stuetemperatur. Der udtages prøver til bestemmelse af ortho-P med 24 timers intervaller.

Efterfølgende skal sedimentprøverne gøres anaerobe. Dette gøres ved at sætte propperne helt på sedimentrørene, således der ikke kan komme ilt ned i rørene. Efterfølgende gennembobles vandfasen i prøverne med kvælstof via kanyler i ca. 15min. Herefter tilsættes en natriumdithionitopløsning med en koncentration på 5mM for at sikre at alt den tilstedeværende ilt i rørene bliver opbrugt. Til slut gennembobles prøverne igen med kvælstof i ca. 45min. Prøverne pakkes igen ind i sort plastik ved stuetemperatur og der udtages prøver til bestemmelse af ortho-P med 24 timers intervaller.



### 10.1.3 Orthofosfat fosfor

Materialer:

- 10 mL centrifugerør
- Engangpipetter
- Diverse finn pipetter + dertilhørende pipettespidser
- 10mm kuvetter
- Spectrophotometer af mærket:
- 4M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>
- Ascorbinsyreopløsning
- Reagensopløsning
- 0,04 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

Metode:

Opskriften til de til analysen fremstillede reagenser kan findes i DS 291. Først fremstilles en kalibreringskurve ved først at fremstille 5 mL af de i tabel 10.1 viste koncentrationer.

**Tabel 10.1 viser de mængder der skal bruges til at fremstille de forskellige koncentrationer brugt til at fremstille standardkurven.**

| Koncentration,<br>ppb | µL ortho P-standard | µL ionbyttet vand | µL 4M H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> |
|-----------------------|---------------------|-------------------|--------------------------------------|
| 10                    | 50                  | 4950              | 50                                   |
| 20                    | 100                 | 4900              | 50                                   |
| 50                    | 250                 | 4750              | 50                                   |
| 100                   | 500                 | 4500              | 50                                   |
| 250                   | 1250                | 3750              | 50                                   |
| 500                   | 2500                | 2500              | 50                                   |
| 750                   | 3750                | 1250              | 50                                   |

2 mL af hver standard overføres til 10mL centrifugerør, hvortil der tilsættes 80 µL af hvert reagens (ascorbinsyreopløsning + reagensopløsning) i følgende rækkefølge

Først ascorbinsyreopløsning, mix, vent 10 sekunder, dernæst reagensopløsning, mix igen. Blindprøven fremstilles ved at overføre 2 mL 0,04M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> til 10 mL centrifugerør hvortil der tilsættes 80 µL af hvert reagens som beskrevet ovenfor.

Prøverne henstilles i 30 min og derefter måles disse i spectrophotometer ved 880nm med vand som reference. Standardkurven laves ved at plote nettoabsorbansen (absorbans-blindprøvens absorbans) som funktion af P-koncentrationen i µg/L.

Til analysen optøs den frosne prøve, hvorefter udtages 2 mL prøve til 10mL centrifugerør. Hertil tilsættes 20 µL 4M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> til konservering af prøverne. Efterfølgende tilsættes 80 µL af hver reagens (ascorbinsyreopløsning + reagensopløsning) og den efterfølgende procedure er den samme som beskrevet ved fremstillingen af standardkurven ovenfor. P-koncentration aflæses på standardkurven ved at finde nettoabsorbansen indsætte denne i ligningen for standardkurven.

### 10.1.4 Total fosfor

Materialer:

- 25 mL centrifugerør
- 10 mL centrifugerør
- Engangpipetter
- Diverse finn pipetter + dertilhørende pipettespidser
- 10mm kuvetter
- Spectrophotometer
- Kaliumperoxodisulfatopløsning
- 4M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>
- Ascorbinsyreopløsning
- Reagensopløsning
- 0,04 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

Metode:

Opskriften til de til analysen fremstillede reagenser kan findes i DS 291. Først fremstilles en kalibreringskurve ved først at fremstille 100 mL af de i tabel 10.2 viste koncentrationer.

**Tabel 10.2 viser de mængder der skal bruges til at fremstille de forskellige koncentrationer brugt til at fremstille standardkurven.**

| Koncentration, ppb | mL ortho P-standard | mL ionbyttet vand | mL 4M H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> |
|--------------------|---------------------|-------------------|--------------------------------------|
| 10                 | 1                   | 99                | 1                                    |
| 20                 | 2                   | 98                | 1                                    |
| 50                 | 5                   | 95                | 1                                    |
| 100                | 10                  | 90                | 1                                    |
| 250                | 25                  | 75                | 1                                    |
| 500                | 50                  | 50                | 1                                    |
| 750                | 75                  | 25                | 1                                    |

25 mL af hver standard overføres til bluecap flasker. Til reagensblindprøve bruges 25 mL 0,04M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Derefter tilsættes 5 mL af kaliumperoxodisulfatopløsningen og der blandes grundigt. Bluecap flaskerne placeres i autoklaven og opløsningen koges i ca. 30min ved 200 kPa tryk (120°C). Efter afkøling overføres 2 mL af hver standard overføres til 10mL centrifugerør, hvortil der tilsættes 80 µL af hvert reagens (ascorbinsyreopløsning + reagensopløsning) i følgende rækkefølge

Først ascorbinsyreopløsning, mix, vent 10 sekunder, dernæst reagensopløsning, mix igen.

Prøverne henstilles i 30 min og derefter måles disse i spectrophotometer ved 880nm med vand som reference. Standardkurven laves ved at plotte nettoabsorbansen (absorbans-blindprøvens absorbans) som funktion af fosforkoncentrationen i µg/L.

Til analysen optøes den frosne prøve, hvorefter udtages 25 mL prøve til bluecapflasker. Hertil tilsættes 250 µL 4M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> til konservering af prøverne. Herefter tilsættes 5 mL kaliumperoxodisulfatopløsning og prøverne autoklaveres som beskrevet ovenfor. Efter endt afkøling overføres 2 mL prøve til 10 mL centrifugerør og der tilsættes 80 µL af hver reagens (ascorbinsyreopløsning + reagensopløsning) og den efterfølgende procedure er den samme som beskrevet ved fremstillingen af standardkurven ovenfor. P-koncentration aflæses på standardkurven ved at finde nettoabsorbansen og indsætte denne i ligningen for standardkurven.

### 10.1.5 Total fosfor i sediment – HCL ekstraktion af gløderest

Materialer/reagenser:

- Gløderest fra forskellige prøver og sedimentintervaller
- 100mL koniske kolber
- Koldfinger
- Sandbad
- Glasperler
- 1-5mL finnpipette + pipettespidser
- 25mL fuldpipette
- Sugebold
- 4M  $H_2SO_4$
- 1M HCL
- Stopur

Metode:

1g gløderest fra hver prøve og hvert sedimentinterval overføres til 100mL koniske kolber. Hertil tilsættes 3-4 ethanol desinficerede glasperler, for at forhindre stødkogning under ekstraktionen. Til hver kolbe overføres derefter 25mL 1M HCL med en fuldpipette. Efterfølgende påføres hver kolbe en koldfinger, der forhindrer fordampning af prøven. Efter klargøringen af kolberne, sættes disse i sandbadet, hvor temperaturen justeres således at prøverne kun lige koger. Prøverne koges i 15min hvorefter de sættes til afkøling. Efter afkøling af prøverne fortyndes disse op til 100mL med demineraliseret vand. Herefter tilsættes 1mL 4M  $H_2SO_4$  for konservering. Efter konserveringen kan total P bestemmes ud fra samme fremgangsmåde som bestemmelse af orthofosfat i vandprøver.

### 10.1.6 Uorganisk kvælstof

Uorganisk kvælstof (ammonium og nitrat) bestemmes af laborant Helle Blendstrup i henhold til Dansk Standard nr. 222, 223 og 224 på TRAACS 800 Auto-Analyzer

### 10.1.7 Total Kvælstof

#### Materialer:

- 100mL bluecapflasker med låg
- Diverse finnpipetter med dertilhørende pipette spidser
- Grovvægt af mærket:
- Bordautoklave
- TRAACS 800 auto-analyzer
- 2mg/L EDTA-opløsning
- Oxidationsopløsning
- 0,5M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>
- Phenolphthaleinindikator
- 0,1M NaOH

#### Metode:

Alle reagenser og opløsninger til analysen er fremstillet i henhold til Dansk Standard nr. 221. Først aflæses vægten af hver bluecapflaske fundet på en grovvægt. Der afmåles 20mL af hver prøve til 100mL bluecap flasker. Derefter tilsættes 10mL oxidationsopløsning og flaskerne lukkes således de slutter tæt. Prøven koges under tryk i 30min i bordautoklave ved 120°C og 200kPa tryk. Herefter afkøles prøven til stuetemperatur.

Efter afkøling tilsættes til hver prøve 1mL 0,5M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> og evt. bundfald opløses. Herefter tilsættes en dråbe phenolphthaleinindikator og straks herefter neutraliseres med 0,1M NaOH indtil svag rosa farve. Prøven vejes nu på grovvægt for at bestemme hvor stor en total volumen der skal regnes med (total vægt – vægt af bluecapflaske). Densiteten der regnes med er 1g/cm<sup>3</sup> da det meste af prøven består af vand. Derefter måles nitratinholdet på TRAACS 800 auto-analyzer da oplukningen med oxidationsmiddel og kogning under tryk gør at alt kvælstof kommer på nitratform. Efterfølgende kan koncentrationen af total kvælstof i prøven beregnes ved hjælp af nedenstående formel.

$$x = \frac{(1 \text{ g/cm} \cdot m_{\text{prøve}}) \cdot y}{v}$$

#### Hvor

- X er prøvens indhold af nitrogen, µg/L
- Y er nitrogenindholdet målt på TRAACS 800 Auto-Analyzer, µg/L
- V er det udtagede prøvevolumen, mL

### 10.1.8 Klorofyl a

#### Materialer:

- Glasfiber filter GC 75 47mm
- Filteropsats (sugeflaske + tragt)
- Bluecap flaske
- 10 mL centrifugerør
- Spektrofotometer mærke:
- 10mm kuvetter
- Ethanol 96% v/v

#### Metode:

Metoden er bestemt efter DS 2201. Efter prøvetagning skal prøverne filtreres hurtigst muligt. I nærværende projekt er brugt der filtreret 200 mL per prøve. Efter endt filtrering suges filtret så tørt som muligt ved at løfte det 2 gange fra støttepladen og der efter suge i ca. 30 sek. Filtret foldes derefter på midten med planktonet indad og anbringes i et 10 mL centrifugeglas. Hertil tilsættes 10 mL ethanol 96% v/v og centrifugeglasset lukkes med en prop. Glasset pakkes ind i sølvpapir og henstilles til ekstraktion ved stuetemperatur i ca. 20 timer. Glasset vendes et par gange under ekstraktionen. Efter endt ekstraktion rystes glasset kraftigt vha. en vortex ryster for at få en homogen fordeling af klorofylet. Herefter centrifugeres glasset i 10min ved 2500 rpm således filter og andre uopløste organiske partikler bundfældes. Efter centrifugering overføres det færdige ekstrakt til en 10mm kuvette og måles på spektrofotometer ved 750nm samt ved klorofyls absorptionsmaximum (665nm). Ethanol bruges som reference.

Absorbansen beregnes derefter efter følgende formel:

$$A(665K) = A(665) - A(750)$$

Hvor  $A(665)$  og  $A(750)$  er absorbansen målt ved de respektive bølgelængder

Koncentrationen af klorofyl a i vandprøven bestemmes derefter ud fra følgende formel:

$$C_V = \frac{10^4 \cdot e \cdot A(665K)}{83 \cdot V \cdot I}$$

#### Hvor

- $C_V$  er vandprøvens klorofylkoncentration i  $\mu\text{g/L}$
- $e$  er volumen af ethanolekstrakt i mL
- $I$  er længden af kuvetten i mL
- $V$  er filtreret vandvolumen i L
- 83 er absorptionskoefficient i 96% v/v ethanol i  $\text{L}/(\text{g} \cdot \text{cm})$

### 10.1.9 Tørstof og gløderest

Materialer:

- Ventileret tørreskab på 105°C +/- 3°C af mærket:
- Glødeovn på 550°C +/- 25°C af mærket:
- Eksikkator med tørremiddel
- Analysevægt
- Aluforme

Metode:

Mængden af ønsket prøve placeres i en forvejet aluform. Aluform med prøve vejes på analysevægt, hvorefter formen sættes i tørreskab ved 105°C i mindst 20 timer, hvorefter formen afkøles i eksikkator og derefter vejes på analysevægt. Efterfølgende placeres formen i glødeovn og glødes ved 550°C i 2 timer. Prøven afkøles i eksikkator og vejes på analysevægt. Tørstofindholdet kan bestemmes ved hjælp af følgende ligning:

$$X = \frac{a - b}{c} \cdot 10^4$$

Hvor

- X er prøvens tørstofindhold, g/kg
- a er massen af aluform med rest efter tørring, g
- b er massen af aluform, g
- c er prøvemængden, g

Gløderesten kan bestemmes ved hjælp af følgende ligning:

$$Y = \frac{d - b}{c} \cdot 10^4$$

Hvor

- Y er prøvens gløderest, g/kg
- d er massen af aluform med rest efter glødning, g

Efter bestemmelsen af de to ovenstående parametre kan prøvens indhold af organisk stof udregnes ved at subtrahere gløderesten fra tørstofindholdet.

### 10.1.10 Titrimetrisk bestemmelse af opløst oxygen i vand

Materialer:

- 18M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>
- Mangan(II)sulfatopløsning (Winkler I)
- Alkalisk iodidopløsning (Winkler II)
- 0,002M, kaliumiodatopløsning
- Stivelsesindikator
- 0,01M natriumthiosulfatopløsning
- Bægerglas
- Diverse finnpipetter
- Autotitrator af mærket: TITRONIC 96
- 25mL fuldpipette
- 50 mL winklerflasker

Metode:

Opskriften på de i analysen anvendte reagenser findes i DS 277 og udførelsen af prøvetagningen er beskrevet i afsnit 10.1.1.

Først bestemmes koncentrationen af natriumthiosulfatopløsningen da denne skal bruges til bestemmelse af koncentrationen af opløst oxygen i vandprøverne. Til et bægerglas overføres 25mL destilleret vand og 5mL kaliumiodatopløsning. Til dette tilsættes 1mL 18M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> samt 1mL winkler II. Ved hjælp af autotitrator titreres der med natriumthiosulfatopløsningen til der fremkommer en svag gulbrun farve. Herefter tilsættes ca. 5 dråber stivelsesindikator, hvorefter titreringen forsættes indtil den fremkomne blå farve forsvinder. Koncentrationen af natriumthiosulfatopløsningen bestemmes derefter efter følgende formel:

$$a = 30 \cdot \frac{c}{b}$$

Hvor:

- a er natriumthiosulfatopløsningens koncentration, M
- b er forbrugt volumen natriumthiosulfatopløsning, mL
- c er kaliumiodatopløsningens koncentration, M

Efter indstillingen af natriumthiosulfatopløsningen kan bestemmelsen af opløst oxygen i vandprøverne bestemmes.

Proppen tages af winklerflasken, derefter tilsættes 1mL 18M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ved vandoverfladen. Proppen sættes igen på og der rystes indtil bundfaldet er opløst. Analysen skal herefter afsluttes efter max. 45min.

25mL surgjort prøve overføres til et bægerglas. Der titreres med natriumthiosulfatopløsning indtil svag gulbrun farve. Herefter tilsættes 5 dråber stivelsesindikator og titreringen fortsættes indtil den fremkomne blå farve er forsvundet. Koncentrationen af opløst oxygen beregnes ud fra følgende formel:

$$x = \frac{8000 \cdot d \cdot a}{25}$$

Hvor:

- x er prøvens indhold af opløst oxygen, mg/L
- d er forbrugt volumen natriumthiosulfatopløsning ved titrering af prøven, mL
- a er natriumthiosulfatopløsningens koncentration, M
- 8000 er en omregningsfaktor

### 10.1.11 Forsøg med iltforbrug i sediment

#### Materialer:

- Sedimentkerner
- Sedimentrør
- Ske
- Sort plastik
- Søvand
- Glasfiberfilter (GC 75 47mm)

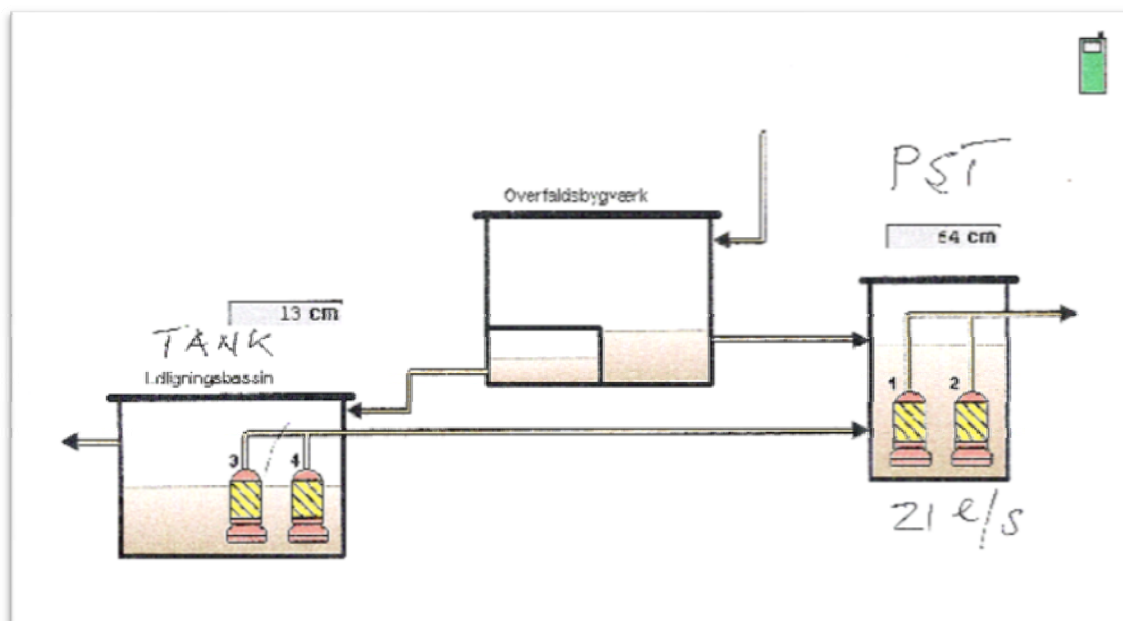
#### Metode:

11 sedimentprøver blev skåret op i intervallerne 0-2cm og 2-10cm. De respektive sedimentintervaller for de 11 søjler blev efter opskæring homogeniseret ved hjælp af omrøring med en ske. Efter homogeniseringen blev 9 sedimentsøjler pakket således, at der først blev overført 8cm af sedimentet fra intervallet 2-10cm, hvorefter søjlerne blev banket ned i gulvet 3 gange for at få sedimentet til at falde sammen. Dernæst blev 2cm af sedimentet fra intervallet 0-2cm overført til sedimentsøjlerne, hvorefter søjlerne blev banket 3 gange i gulvet. Efter pakningen, blev søjlerne henstillet ved stuetemperatur i et døgn, for at få sedimentet til at sætte sig. Herefter blev søvand filtreret gennem et glasfiber filter (GC 75 47mm) og der blev udtaget prøver herfra til måling af start pH samt koncentration af orthofosfat, ammonium, nitrit, nitrat og ilt. Efterfølgende blev det filtrerede søvand overført til sedimentsøjlerne således, der kom til at stå ca. 6cm søvand over sedimentet.

Søjlerne blev henstillet i sedimentholderen under omrøring i 6 timer, hvorefter der igen blev udtaget prøver til måling af pH, koncentrationen af orthofosfat, ammonium, nitrit, nitrat og ilt. Denne indledende måling af iltforbruget i de enkelte sedimentsøjler blev udført for at måle variationen af hver enkelt sedimentsøjle, således der til sidst kan tages højde for dette i vurderingen af om fældningsmidlerne har en effekt på iltforbruget. Efter de afsluttende prøver blev udtaget, blev det resterende søvand fjernet fra hver sedimentsøjle og der blev overført nyt filtreret søvand til søjlerne. Efter tilsætningen af det filtrerede søvand blev der tilsat hhv. Pax-15 og Phoslock™ til seks af sedimentsøjlerne, mens de sidste tre sedimentsøjler bruges som kontrol. Den anvendte dosis af Pax-15 og Phoslock™ var her den samme som ved in situ tilsætningen jf. afsnit 5.3. Søjlerne blev henstillet i et døgn således fældningsmidlerne udfældede på sedimentet. Efterfølgende fjernes søvandet forsigtigt for ikke at ødelægge det udfældede lag af Pax-15 og Phoslock™, hvorefter der igen blev tilsat frisk, filtreret søvand til søjlerne. Der blev forinden udtaget prøver til måling af start pH samt koncentrationen af orthofosfat, ammonium, nitrit, nitrat og ilt fra det filtrerede søvand. Herefter blev søjlerne henstillet igen under omrøring i 6 timer, hvorefter der igen blev udtaget prøver til måling af pH samt koncentration af orthofosfat, ammonium, nitrit, nitrat og ilt.

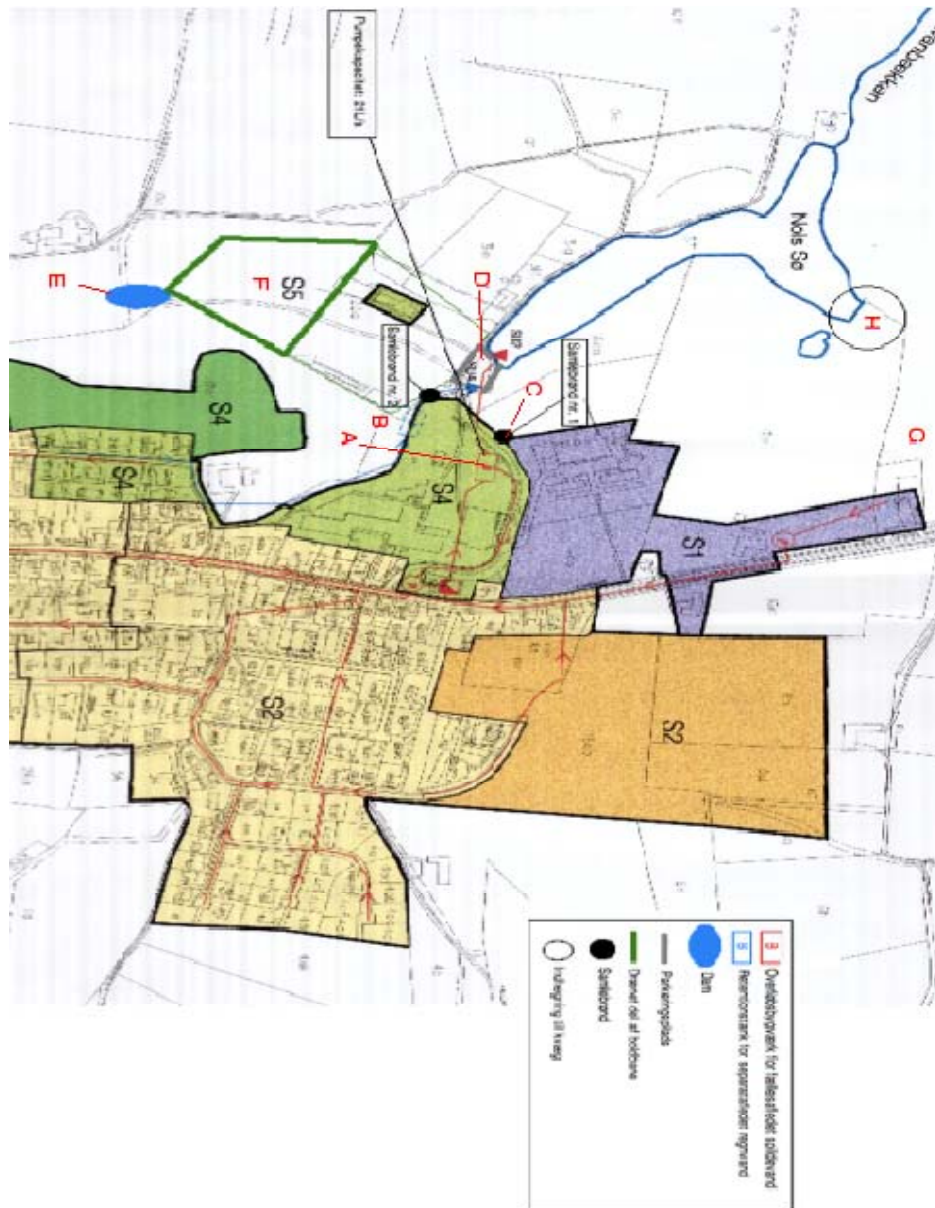


## 10.2 Skitse over pumpestation, overløbsbygværk og retentionstank



Figur 10.1 viser en skitse af pumpestation, overløbsbygværk og retentionstanken, der under ekstreme regnhændelser, leder fortyndet, urensset spildevand ud i Nols sø fra fællessystemet i Saltum. De to pumper i pumpestationen (til venstre) pumper alternerende og har begge en ydelse på 21L/sek. Ydelsen af de to pumper i retentionstanken er ukendt.

### 10.3 Kloakering i Saltum samt eksterne kilder til Nols sø



## 10.4 Sigtdybde og makrofyttæthed – Mesokosmosforsøg I

Tabel 10.3 viser en oversigt over sigtdybde i den respektive mesokosmer samt indholdet af makrofyter. Indholdet af makrofyter i mesokosmerne kan have indflydelse på sigtdybden, således denne ikke kun afhænger af planteplanktonbiomassen. Indholdet af makrofyter er bestemt på følgende måde: - = ingen makrofyter, + = få makrofyter, ++ = moderat mængde makrofyter, +++ = mange makrofyter. Reference-, Pax-15- og Phoslock™ - mesokosmos 2 er ikke medtaget herunder, da der som nævnt blev udtaget sedimentprøver herfra d. 5/5-2009, således de isolerede indhegninger blev forstyrrede.

|          | Ref1 | Ref3 | Ref4 | Pax1 | Pax3 | Pax4 | Phos1 | Phos3 | Phos4 | Sø |
|----------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|----|
| 21.07.09 | 45   | 42   | 125  | 100  | 43   | 48   | 110   | 100   | 50    | 42 |
|          | -    | +    | +++  | +++  | +++  | +++  | +++   | +++   | +     |    |
| 11.08.09 | 35   | 31   | 102  | 115  | 31   | 31   | 115   | 150   | 50    | 31 |
|          | -    | -    | +++  | +++  | +++  | +    | +++   | +++   | -     |    |
| 31.08.09 | 30   | 30   | 45   | 115  | 31   | 50   | 115   | 105   | 40    | 45 |
|          | -    | -    | +++  | +++  | +    | +    | +++   | +     | +     |    |
| 25.09.09 | 50   | 50   | 50   | 75   | 50   | 50   | 115   | 150   | 50    | 50 |
|          |      |      |      |      |      |      |       |       |       |    |
| 12.10.09 | 65   | 55   | 100  | 115  | 60   | 65   | 115   | 100   | 55    | 58 |
|          | +    | -    | ++   | +    | -    | -    | ++    | -     | -     |    |
| 30.10.09 | 65   | 55   | 115  | 115  | 55   | 65   | 115   | 120   | 65    | 60 |
|          | +    | -    | +    | +    | -    | -    | ++    | -     | -     |    |
| 11.11.09 | 75   | 70   | 140  | 115  | 70   | 70   | 115   | 150   | 70    | 60 |
|          | -    | -    | -    | -    | -    | -    | -     | -     | -     |    |