Examensarbete 20p, vt2007
Biologprogrammet, Södertörns högskola

Potentiell fosforfrigörelse från sedimenten i Bornsjön, sydvästra Stockholm

The potential leakage of phosphorus from sediment in Lake Bornsjön, south western Stockholm

Foto: Peter Nyberg, udde av Bornö från Bornsjön.

Författare: Susanne Lindhe, Södertörns högskola
Handledare: Elinor Andrén, Södertörns högskola
Extern handledare: Christer Lännergren, Stockholm Vatten AB

Innehållsförteckning

1 Summary 4

2 Sammanfattning 6

3 Inledning 7

3.1 Syfte 7

3.2 Bakgrund 8
3.2.1 Eutrofiering och omblandning i en sjö 8
3.2.2 Fosfor och dess förhållande till andra ämnen 9
3.2.3 Området kring Bornsjön och dess funktion som vattentäkt 11
3.2.4 Mänsklig påverkan såsom avlopp, dåtid och nutid 15
3.2.5 Året i Bornsjön 16
3.2.6 Hypolimnionluftning 17

4 Metodik 19

4.1 Fältprovtagning 19
4.1.1 Sedimentprovtagning del 1: 19

4.2 XRF-metoden 21

4.3 ICP-AES metoden 21

4.4 Fosforfraktionering 21

4.5 Uträkningar 22

4.6 Fosforfrigörelseförsök 23
4.6.1 Sedimentprovtagning del 2 samt laboratoriemetod 23

4.7 Statistik 24

5 Resultat 26

5.1 Resultat av fosforfraktionering 26
5.1.1 Vattenhalt 26
5.1.2 Totalfosfor i sedimentet (1) 26
5.1.3 Järnbunden fosfor 30
5.1.4 Stabila, inerta och restfraktioneringar 32
5.1.5 Differenser mellan sedimentlagren 32
5.1.6 Läckagebenägen P i % 34
5.1.7 Rörlig del fosfor uträknat i kg (2a) 35
5.1.8 Luftningens betydelse i Bornsjön (2b) 36
5.1.9 Förhållandet mellan syre och totalfosfor i vattenmassan 37

5.2 Fofosfrigörelseförsök 38

5.3 Metodjämförelse (3) 41
5.3.2 En metodjämförelse mellan ICP och XRF 42

6 Tolkning och diskussion 44

6.1 Fosfor i vattenmassan 44

6.2 Fraktionering 44
6.2.1 Vattenhalt 44
6.2.2 Fosforfraktioneringar i sedimentet 44
6.2.3 Differenser i sedimentlager 45
6.2.4 Läckagebenägen P i % 45
6.2.5 Rörlig del fosfor i kg 46
6.2.6 Förhållandet mellan syre och totalfosfor i vattenmassan 47

6.3 Fosforfrigörelseförsöket 47

6.4 Metodjämförelse 48
6.5 Åtgärder för sjöar med höga halter av fosfor och kväve 49
6.6 Föreslagna åtgärder för Bornsjön 50
7 Slutsats *52*
Slutord 53
Referenser *54*
Tryckta: 54
Muntlig kommunikation: 56
Internetreferenser: 56
Bilagor 56
Bilaga 1 57
Bilaga 2 58
Bilaga 3 59
Bilaga 4 60
Bilaga 5 60
Bilaga 6 60
Bilaga 7 61
Bilaga 8 62
Bilaga 9 65
Bilaga 10 66
Bilaga 11 67
Bilaga 12 68
Bilaga 13 68
Bilaga 14 69

1 Summary

Lake Bornsjön is situated 30 km southwest of Stockholm in a rift valley lake and consist three basins outstretched in northwest-southeast direction. The surface area is 6,7 km^2 with a maximum depth of 18,3 meters, a mean depth of 9,8 meters and a retention time of the water of 6,5 years. The drainage area is 42 km^2 and consists mainly of arable land (ca 1000 ha) and productive forestry land (2500 ha), but in the drainage area there are also restored and fairly newly constructed wetlands.

Today the Stockholm area receives its drinking water from Lake Mälaren, but if there would be any pollution of this source, Lake Bornsjön would act as the water source. The area surrounding the lake was bought already in 1899 by Stockholm Stad for protection of the lake and was taken over 1993 by Stockholm Vatten AB. It has been a water protection area from 1988 and it was also accepted as a nature reserve in 1995. This involve some restrictions like prohibition against fishing, bathing and to tread the ice on the lake in the winter and only back-up water activities are allowed on and in the lake. According to information from the 1970s the phosphorus content increased in the surface and bottom waters and later in the mid 1980s the phosphorus decreased (Lännergren 1996). 1986 Lake Bornsjön showed some indications of a deteriorated lake status which lead to an investigation the following year that showed an accumulation of phosphorus in the sediment of the deepest parts of the lake (Pettersson 1987).

The purpose of the study was to investigate the present leakage of phosphorus from the sediment to the water column in Lake Bornsjön today and to compare the results with the investigation carried out in 1987. The study aims is also to investigate in which basin the leakage of phosphorus is most severe and to try to explain the variation between the basins. Three different methods were used to analyse the content of the phosphorus in the sediment; phosphorus fractionation, ICP-AES and XRF. In a fractionation the phosphorus is determined in six different forms such as NH_4Cl-P (loosly sorbed P, porewater-P and in hardwater lakes also $CaCO_3$- associated P), BD-P (P absorbed to iron and manganese and these forms are sensitive for low redox potential), NaOH-rP (P associated mainly with aluminium), NaOH-nrP (organic-P including bacteria-incorporated P), HCl-P (assumed endured apatite) and finally residual phosphorus witch you calculate by taking total phosphorus (TP) minus the extracted forms of phosphorus. The residual phosphorus consist refractory organic P and inert inorganic P. The ICP-AES - method (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy), is used to investigate the amount of elements, in this study phosphorus, iron and aluminium. ICP-AES is a multi element technique and the method can be used to determine around 40 different elements. In the XRF - method (X-ray-fluorescence) the sample is irritated by X-ray beams which results in electron excitation and when the electron falls back in to their original shells it establish fluorescence radiation (Hulterström 2006). The radiation energy is registered by a half detector and dependence on from which shell that the electron falls from it create different kinds of energy and this makes it measurable. With a pulse counter the different energies and elements are separated. The XRF- technique is more sensitive in detecting heavier element.

Field work was carried out from a boat using a gravity corer to collect lake sediment cores. In total 18 sediment cores was sampled which were taken at three different occasions in the fall 2006. The sediment sampling was carried out at the same time as the ordinary water samples were collected. The study also included a phosphorus leakage experiment *in vitro* where sediment cores with the water column above were incubated in 22 days.

The results of the investigation show that there is highest share accumulated total phosphorus, deeper than 10 m, with an assumed sediment density of 1 000 000 g/m^3 (personal communication Rydin Emil) in the Skårby Basin (BS) 14,90 g/m^2 but the highest amount of mobile phosphorus was found in the Bornsjö Basin (BB) 7,08 g/m^2 based on data from

sediment layer 0-17 cm. The average of total phosphorus in the sediment for the whole lake deeper than 10 m was at the current sampling occasion (2006-10-17) 12,08 g/m^2 and mobile phosphorus, 6,54 g/m^2. These results are presumably an affect of the artificially induced oxygen in the bottom water by the hypolimnion unit. The hypolimnion unit is placed in the Bornsjö Basin (BB) on 14 m water deep and through aeration of the bottom water the phosphorus accumulates in the sediment. The oxygen that is brought down to the bottom of the lake forms an aerobic environment near the sediment surface which prevents phosphorus leakage (internal loading). Because of a high amount phosphorus in the sediment of Lake Bornsjön is bound to ferric iron (Fe^{3+} or Fe(III)) in aerobic condition, there is a big threat that this phosphorus will be released when Fe(III) will be reduced to Fe(II) and there is a large risk that it will react with SO_4^2 under anaerobic conditions. The water depth and the location in the lake plays an important role of the amount accumulated phosphorus which is statistically shown in the study. The hypolimnion unit was initiated in 1987 and has since then been active every year between June - October except 2004. Under 2004 a pumping project took place in the Edeby Basin. During this project the bottom water was pumped out of the lake and the result in this rapport show some indications that this project was successful to reduce phosphorus content in Lake Bornsjön. The phosphorus amount in the water during 2006 May-October was 17,27 µg P/L and by this value the lake is a mesotrophic lake.

The results from the comparison between different methods to analyse phosphorus show that the methods give quite similar results but the fractionation method is the most informative method about how phosphorus is connected to other substances and consequently the most adequate method to use to calculate the mobile amount of phosphorus.

It can be concluded that the phosphorus in Lake Bornsjön mainly derive from the internal loading of the lake, but also from the diffuse inflow from the arable land surrounding the lake and from the densely populated parts in the drainage area. The hypolimnion unit that artificially induces oxygen in the bottom water and makes the phosphorus accumulate in the sediment is positive because phosphorus stays in the lake and is not transported to other lakes or the Baltic Sea.

2 Sammanfattning

Bornsjön ligger till största delen i Salems kommun, 3 mil sydväst om Stockholm. Sjön är en sprickdalssjö och består av tre bassänger utsträckta i nordväst-sydostlig riktning. Bornsjöns yta är 6,7 km^2 med ett maxdjup på 18,3 m och ett medeldjup på 9,8 m och omsättningstiden för vattnet är 6,5 år. Nederbördsområdets area är 42 km^2 och består till stor del av jordbruksmark (ca 1000 ha) och produktiv skogsbruksmark (2500 ha) och inom området finns även återställda och nyanlagda våtmarker.

Bornsjön är Stockholms viktigaste reservvattentäkt. Sjön och området runtomkring köptes upp för att skyddas redan 1899 av Stockholms stad, övertogs 1993 av Stockholm Vatten AB. Området kring sjön är sedan 1988 ett vattenskyddsområde, dessa bestämmelser reviderades år 2006 och dessutom godkändes det som naturreservat år 1995. Detta innebär vissa restriktioner såsom förbud att bada, fiska, beträda sjön vintertid och endast vattenvårdsverksamhet får förekomma i och på sjön. Uppgifter från 1970-talet visade att fosforhalterna i yt- och bottenvattnet ökade för att sedan minska i mitten på 1980-talet (Lännergren 1996). 1986 visade Bornsjön indikationer på försämrad sjöstatus vilket ledde till en undersökning år 1987 vilket visade en ackumulation av fosfor i sedimentet i sjöns djuphålor (Pettersson 1987).

Syftet med denna studie är att utreda den fosforfrigörelse som sker från sedimenten i Bornsjön idag samt att jämföra resultaten med den undersökning som genomfördes 1987. Utredningen har för avsikt att kartlägga var i Bornsjöns tre olika bassänger det läcker mest fosfor från sedimentet till bottenvattnet och förklara varför frigörelsen eventuellt varierar i sjöns olika delar. I studien används tre olika typer av metoder för att fastställa fosformängden, vilket gör att en jämförelse mellan dessa metoder är möjlig. Sammanlagt provtogs 18 sedimentkärnor vid tre olika tillfällen. Sedimentprovtagningen gjordes i anslutning till ordinarie vattenprovtagningar vilket innebär att vattenanalysernas resultat var tillgängliga. Även ett fosforfrigörelseförsök gjordes *in vitro* där sedimentkärnor med ovanstående vattenpelare inkuberades i 22 dagar.

Resultatet av studiens olika delar visar att det finns mest ackumulerad totalfosfor, under 10 meters vattendjup, med en antagen sedimentdensitet på 1 000 000 g/m^3 (muntlig kommunikation Rydin Emil) i Skårbybassängen (BS), 14,90 g/m^2, men att det finns mest mobil fosfor i Bornsjöbassängen (BB), 7,08 g/m^2 baserat på data från sedimentlagret 0-17 cm. Genomsnittlig totalfosforhalt i sedimentet för hela sjön under 10 meters vattendjup, var vid provtagningstillfället 12,08 g/m^2 samt mobil fosforhalt på 6,54 g/m^2. Vad som påverkat detta resultat mest är förmodligen det artificiellt tillförda syret i bottenvattnet som skapats med hjälp av en hypolimnionluftare placerad i Bornsjöbassängen. Genom att syresätta bottenvattnet ackumuleras fosfor i sedimentet. Även vattendjupet och provplatsen i sjön spelar en viktig roll i sammanhanget vilket bevisas statistiskt i studien. Fosformängden i vattenmassan under år 2006 maj-oktober var 17,27 µg P/L. Vad gäller metodjämförelsen kan konstateras att resultaten följer varandra relativt väl men att fosforfraktionering är den mest informativa metoden då det gäller utredning av fosfor i förhållande till andra ämnen, såsom t.ex. järn, aluminium, kalcium och organiska ämnen.

Som slutsats kan konstateras att fosforn i Bornsjön härrör mestadels från internbelastningen i sjön och de diffusa utsläppen som sker då tillflödena till sjön rinner genom näringsrik jordbruksmark men även från de mer tätbebyggda delarna av området.

3 Inledning

Stockholm tar sitt dricksvatten från Mälaren, Sveriges tredje största sjö vilken också fungerar som transportled för tung båttrafik. Bornsjön som är reservvattentäkt för Stockholm stad, är södra Stockholms största och djupaste sprickdalssjö (Ångman, E. 2005). Insjöars allmäntillstånd är av största vikt för ekosystemens fortlevnad och i en tid av klimatförändringar, ökande eutrofiering samt potentiella oljeutsläpp och andra föroreningar är reservvattentäkter viktiga att bevara. Bornsjöns vattenkvalitet måste hålla hög standard då den snabbt ska kunna tas i bruk om Mälarens vatten blir otjänligt. Området kring Bornsjön består till stor del av jordbruksmark och näringshalterna i tillflödena är relativt höga (Lännergren 2002). De våtmarker som finns inom området, Dalkarlsäng och Skårbydammen, är delvis anlagda på tidigare jordbruksmark (Lännergren 2002) vilket medför att de snarare är näringsämneskällor än näringsämnesfällor.

Tidigare uppgifter om Bornsjön visar att fosforhalterna i yt- och bottenvattnet ökade på 1970-talet för att sedan minska i mitten på 1980-talet (Lännergren 1996). Därefter visade Bornsjön indikationer på en försämrad sjöstatus vilket gav upphov till en undersökning 1987. Denna undersökning visade att sjön innehöll relativt höga halter av fosfor (Pettersson 1987). En ackumulation av fosfor i sedimentet på de djupaste bottnarna hade skett där även risken för syrebrist var som högst, varvid syrebristen ledde till frigörelse av fosfor från sedimentet. Sedimentet i ackumulationsbottnarna bestod till största delen av gyttja vilket indikerar att materialet hade ett organiskt ursprung och hade bildats i sjön. Den organiskt bundna fosforn var till stor del rörlig och bryts ned till fosfat som kan frigöras till vattenmassan eller omlagras i sedimentet (Pettersson 1987). För att komma tillrätta med syrebristen i bottenvattnet åtgärdades problemet genom luftning med ett så kallat limnoaggregat som startades 1987 och har pågått sedan dess varje sommar och tidig höst med undantag från 2004.

3.1 Syfte

Studien syftar till:

1) Att utreda den fosforfrigörelse som sker från sedimenten i Bornsjön idag samt att jämföra resultaten med den undersökning som genomfördes 1987 (Pettersson 1987).

2a) Att kartlägga var i Bornsjöns tre olika bassänger det läcker mest fosfor från sedimentet till bottenvattnet.

2b) Att förklara varför frigörelsen eventuellt är olika i sjöns delar samt utreda luftningens betydelse.

3) Att jämföra tre olika metoder att mäta totalfosformängd i sediment har utförts.

Då ett flertal olika ämnen och reaktioner påverkar fosforfrigörelsen i sedimentet har fokus lagts på fosfor i förhållande till syre, järn och organiskt material. Fosforn i Bornsjön härrör mestadels från internbelastningen i sjön och de diffusa utsläppen som sker via lantbruket men även från de mer tätbebyggda delarna av området såsom Södertälje-Eksättra/Ladviksdelen och Salem. Genom Bornsjöns avrinningsområde går den stora trafikleden E4/E20. Vid sjöns sydligaste punkt passerar E4/E20 bara på några hundra meters avstånd. Vägverket har i anslutning till trafikleden byggt en damm för omhändertagande och rening av trafikdagvatten, i anslutning till dammen är även en översilningsyta anlagd. Närheten till vägen har troligen ingen större påverkan på fosforhalterna i Bornsjön (muntlig kommunikation Rydin Emil).

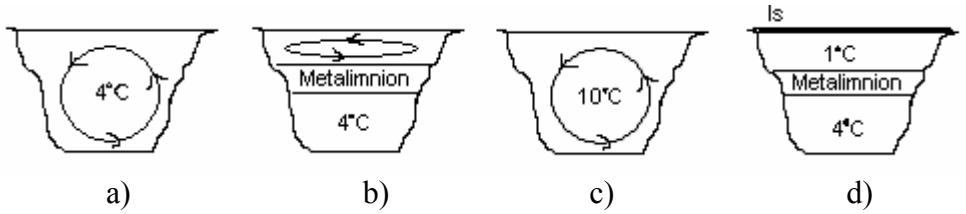
3.2 Bakgrund

3.2.1 Eutrofiering och omblandning i en sjö

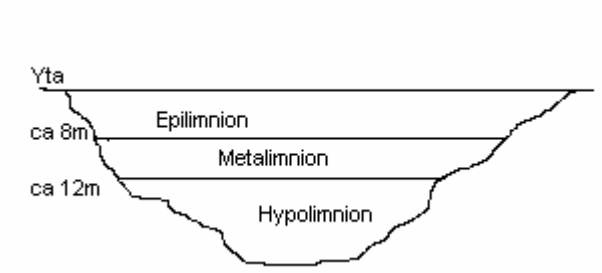
När fullständig nedbrytning av organiskt material sker går det åt 138 molekyler syrgas om det organiska materialet innehåller 106 kolatomer. Vid nedbrytningen frigörs samtidigt oorganiska näringsämnen såsom kväve och fosfor vilket ger en kvot på C: O_2: Si: N: P: = 106:138: 15:16:1, den så kallade Redfieldkvoten (Bydén et al. 2003). Näringsämnen såsom kväve och fosfor har en Redfieldkvot på 16:1, vilket betyder att på varje fosforatom går det 16 kväveatomer eller 7 gram kväve för varje gram fosfor (Bydén et al. 2003). Om kvoten kväve är större än 16 anses fosfor som det tillväxtbegränsande näringsämnet och om kvoten är mindre än 16 är det kväve som begränsar. I sötvatten är det oftast fosfor som är den begränsande faktorn. Om kvoten är i obalans kan det påverka sjön negativt genom t.ex. ökad algblomning och minskad syrehalt på botten.

Fosfor är normalt ett bristämne i sötvattensjöar där varje tillskott innebär en ökad tillväxt av alger och annan vegetation och därför brukar man kalla fosfor för ett tillväxtreglerande näringsämne (Bernes 2001). Näringstillskott av fosfor kan leda till att växtligheten ökar kring stränder och även att mängden planktonalger ökar. Det gynnar i sin tur de betande zooplankton som lever i vattnet och då kan även de smådjur, kräftdjur och fiskar som lever på zooplankton och juveniler öka i mängd. Denna ökning i hela näringskedjan innebär att det blir ett överflöd av organismer vilket resulterar i att mängden döda växter och djur som sjunker till botten ökar och bildar en förhöjd mängd organiskt material. När det organiska materialet bryts ned av bakterier åtgår det mycket syre varpå syrebrist kan uppstå och påverka de djur som lever på botten. Många arter, däribland kräftdjur har svårt att överleva redan vid måttlig syrebrist. Syrehalten mäts i mg/L eller grad av syrgasmättnad och varierar med temperaturen i vattnet. Olika kräftarter är olika känsliga men ett allmänt mått för lägsta letala nivå sommartid är 3,2 mg/L syrgas. Vintertid är lägsta letala nivå för kräftdjur ca 2 mg/L vilket beror på att kräftor sänker sin kroppstemperatur och ämnesomsättning på vintern (muntlig kommunikation Edman Lennart).

Eutrofieringsprocessens början innebär en ökning av biomassan där perifyter (bottenlevande och påväxtalger) och makrofyter (högre akvatisk växtlighet) ökar. Därefter tar fytoplankton och speciellt cyanobakterier över som primärproducenter vilket resulterar i en mindre mängd ljus i vattenpelaren. Den minskade ljusmängden kan slå ut hela perifyt- och makrofytsamhället på botten vilket ger en ändrad artsammansättning i sjön. Den ökade mängden primärproducenter leder till en reducerad syrekoncentration i bottenvattnet. Framförallt återfinns detta förfarande i dimiktiska sjöar, skiktade sjöar som har ett istäcke på vintern och genomgår omblandning två gånger per år (Figur 1). Skiktningen innebär att metalimnionen (termoklinen) förhindrar syrerikt ytvatten från epilimnion att nå hypolimnion (Figur 2)



Figur 1: Visualisering av en dimiktisk sjö. a) vårblandning, b) sommarskiktning med metalimnion som hindrar syrerikt ytvatten att nå bottenvattnet, c) höstomblandning d) vinterskiktning (omarbetad från Brönmark et al. 2005).



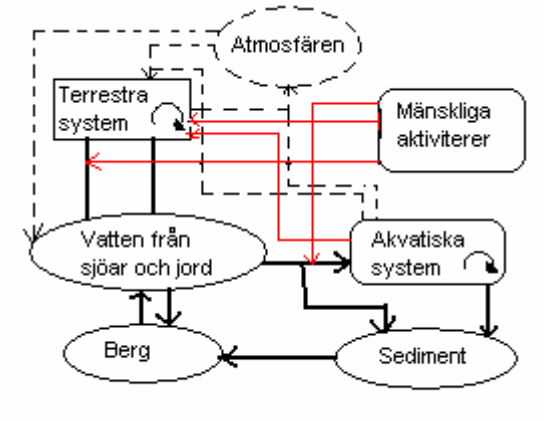
Figur 2: Visualisering av en sjö i genomskärning samt dess olika skikt, epilimnion, metalimnion (termoklinen) och hypolimnion (omarbetad från Brönmark et al. 2005).

Igenväxning av sjöar och vattendrag är delvis en naturlig process som har pågått sedan sjöarna bildades efter senaste deglaciationen, men processen har påskyndats under 1900-2000-talet av människans verksamhet (Bernes 2001). Under 1950-och 60-talet genomgick många sjöar i tätorterna drastiska förändringar vilket till största delen orsakades av att sjöarna var recipienter för obehandlat avloppsvatten. Även införandet av mineralgödsel i det moderna jordbruket efter andra världskriget har spelat en stor roll. Dåtidens forskare påstod att det var fosfor som till största delen orsakade eutrofieringen, med eutrofiering menas att en ökad mängd näringsämnen tillförs till en sjö. Detta ogillades av rengöringsmedelsindustrin eftersom deras produkter innehöll fosfor som en aktiv ingrediens (Brönmark et al. 2005). Då inget förbud mot fosfater har kommit till stånd finns det fortfarande som aktiv ingrediens i t ex tvättmedel. Från 1920-talet till 1970-talet fördubblades fosforgödslingen på åkrarna och denna ökning medförde läckage till närliggande vattendrag och sjöar. Fosforgödslingen har idag minskat till 1920-talets nivåer, men den fosfor som tidigare spridits ut finns ackumulerad i åkerjorden och läcker ut i grundvattnen och vattendrag vid riklig nederbörd. Nederbörden har dessutom ökat under senare år (Bernes 2001) varför mängden fosfor inte sjunkit trots minskad konstgödselanvändning utan urlakats ur jordarna och följer med vattenmassorna i avrinningsområdena till närmaste sjö eller hav.

I ett fullskaleexperiment på en sjö i nordvästra Ontario, Canada, (Schindler et al. 1973; Brönmark och Hansson 2005) bevisades att fosfor är den största orsaken till eutrofiering av sjöar. I experimentet delades en sjö in i två delar med hjälp av en förstärkt vinylsjögardin, varpå kväve och kol tillsattes i den ena delen och fosfor, kväve och kol i den andra (Kalff 2002). I den del av sjön där kväve och kol tillsatts förblev tillståndet oförändrat, men i den del där fosfor tillsatts skapades en stor algblomning, vilket visade att fosfor och inte kväve och kol var den primära orsaken till eutrofiering.

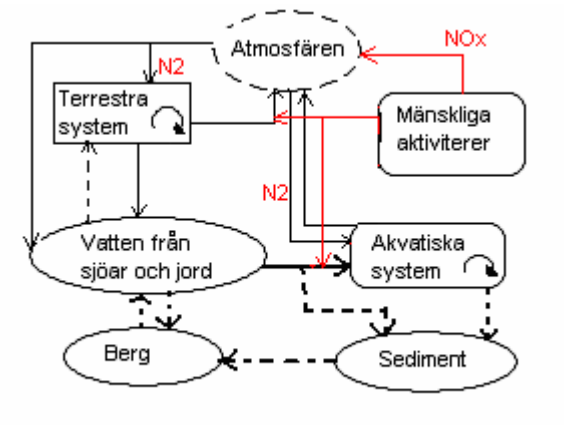
3.2.2 Fosfor och dess förhållande till andra ämnen

Fosfor är en mycket viktig beståndsdel i levande organismer och ingår bland annat som byggsten i DNA-molekylen. Fosfor som grundämne återfinns i kristallform, t ex röd och vit, och dessa kristaller är mycket reaktiva och reagerar vid rumstemperatur med luftsyre. Fosfor existerar inte fritt i naturen utan bara bundet i föreningar (Townsend et al. 2003). Fosformineralerna apatit och fosforit är båda fosfater, ett annat exempel är kalciumfosfat, $Ca_3(PO_4)$, som finns i tänder och ben. Kalciumfosfat som finns i naturen används för att framställa gödselmedlet superfosfat, men först måste det reagera med svavelsyra (H_2SO_4) eftersom det är alltför svårlösligt för direkt användning (Andersson et al. 2001).



Figur 3; Visar hur komplex fosforcykeln är i terrestra och akvatiska system, (omarbetad från Townsend et al. 2003).

Fosfor frigörs från berggrunden genom kemisk vittring och ansluter sig till den terrestra fosforcykeln innan den efter flera decennier kan komma i kontakt med grundvattnet eller direkt ner i en sjö eller hav. Atomen gör i genomsnitt 100 resor mellan jordytan ner till sedimentet på botten av en sjö eller ett hav och varje resa tar upp till 1000 år. Detta innebär att man inte blir av med fosfor, den bara ändrar form från löslig och användbar för organismer, till bunden i olika typer av molekyler med t.ex. järn och aluminium (Townsend et al. 2003). Fosforatomer transporteras på olika sätt i ekosystemet och tillför till systemet från berggrunden eller genom mänsklig påverkan. Fosforatomerna kan finnas i ytvattnet och tas upp av fytoplankton, bakterier eller picoplankton (<1µm) och förs vidare uppåt i näringskedjan. Genom predation av lägre trofinivåer, som sker både via betning och animaliskt, kan djuren ta upp fosfor. När djuren/växten dör och sjunker till botten bryter organismer ned det organiska materialet, fosfor frigörs och en del återvänder till ekosystemet vilket medför att fosfor finns kvar i omlopp väldigt länge.



Figur 4; Den komplexa kvävecykeln i terrestra och akvatiska system(omarbetad från Townsend et al. 2003).

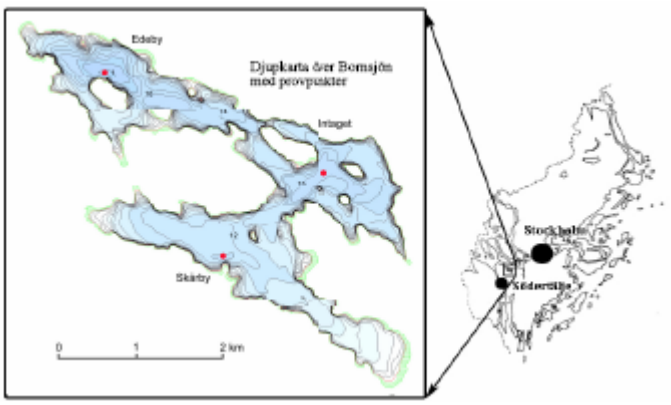
För att bilda proteiner och DNA behövs grundämnet kväve. I naturen finns kväve i många olika former såsom NO_x (kväveoxider), NO_3^- (nitrater), N_2 (kvävgas), NH_4^+ (ammonium) och organiska föreningar. Ett ständigt utbyte sker i naturen där växter tar upp kväve i organiska föreningar och nedbrytarna bryter ned kvävet i två olika processer, nitrifikation och

ammonifikation. Då växter lättare tar upp kväve i nitratform trivs de bättre i nitratrika områden. Ett annat sätt att ta upp kväve på är genom kvävefixering från luften, då luft innehåller 78 % kvävgas. De bakterier som lever i rotknölarna på baljväxter är kvävefixerande och omvandlar luftens kväve till växtnäringsämnen, t.ex. nitrat (NO_3^-). En annan process som kväve kan genomgå är denitrifikation vilket innebär att nedbrytningsbakterier under syrefria förhållanden omvandlar nitratjoner till kvävgas. Detta är en viktig process som genom att omvandla växttillgängligt kväve så att det avgår till atmosfären motverkar försurning och övergödning.

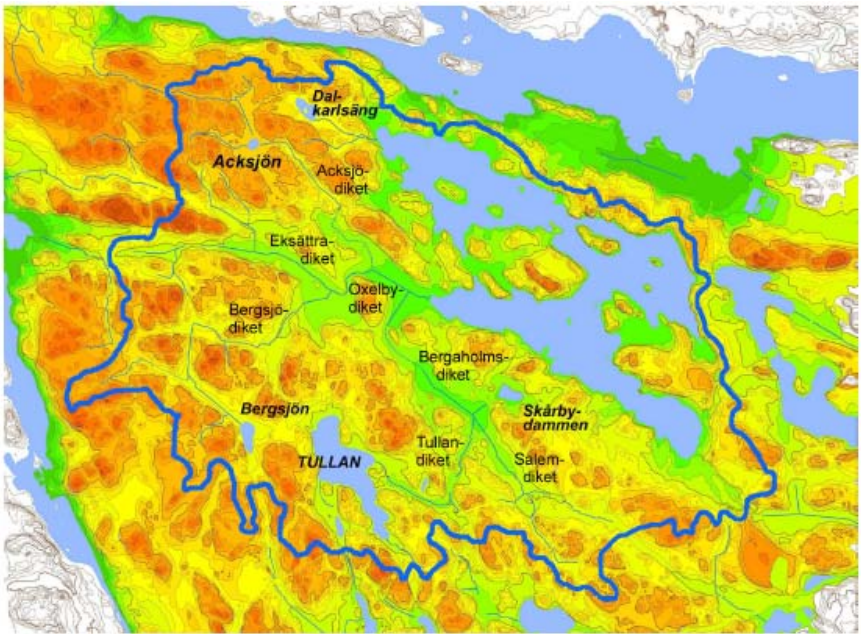
Eftersom fosfor ofta förekommer bundet till andra ämnen är vikt i atommassa av betydelse då dessa mäts av olika mätmetoder. Olika ämnen väger olika mycket, fosfor har en atommassa på 30,97 u och i förhållande till aluminium (atommassa 26,98 u) är då fosfor tyngre. Järn har en atommassa på 55,85 u och är då tyngst i dessa sammanhang.

3.2.3 Området kring Bornsjön och dess funktion som vattentäkt

Bornsjön är regionens enda reservvattentäkt av betydelse och är belägen cirka 3 mil sydväst om Stockholm. Med en volym på 64,8 Mm^3 fyller sjön ett par sprickdalar i det Södertörnska sprickdalslandskapet och består av tre bassänger utsträckta i nordväst-sydostlig riktning. Stränderna är stundtals branta och steniga och bassängerna är relativt klart avskilda med grundare tröskelområden. Medeldjupet i sjön är 9,8 m och djupet varierar i de olika bassängerna; Skårbybassängen i söder har ett maximalt djup på ca 14 m, Bornsjöbassängen i nordost har ett maximalt djup på ca 16 m medan Edebybassängen är sjöns djupaste med ett maximalt djup på ca 18,5 m (Figur 5). Bornsjöns yta är 6,7 km^2 och har en teoretisk omsättningstid på ca 6,5 år (Lännergren 2005). Bornsjöområdet är ca 4600 ha, varav 1000 ha åkermark och 2500 ha produktiv skogsmark samt ca 1000 ha övrig mark som berg, tomter, kraftledningar, myr mm (muntlig kommunikation Qvarnström Lennart). Inom tillrinningsområde har sjöarna Igelsjön, Getansjön, Tullan, Bergsjön och Acksjön sitt utlopp i Bornsjön. Vid Rothugget, i Skårbybassängen, har alla vattendragen samlats till ett gemensamt för vidare transport ut i Bornsjön (Figur 6).



Figur 5: Figuren visar var Bornsjön är belägen i Södermanland, de röda punkterna visar de ordinarie Vattenprovtagningsplatserna,(omarbetad karta, Lilliesköld et al. 2005)



Figur 6: Topografisk karta över Bornsjöns nederbördsområde (ekvidistans 5 m) (Lännergren 2005).

Området kring Bornsjön är skyddat sedan 1988 som vattenskyddsområde med utökat strandskydd om 300 m och naturreservat som bildades 1995, (3820 ha landyta). Bestämmelserna reviderades 2006 på inrådan av Stockholm Vatten AB. I de nya vattenskyddsbestämmelserna får man inte uppföra ny bebyggelse för bostadsändamål inom vattenskyddsområdet, det innebär också att det inte är tillåtet att anlägga golfbanor, sprida annat än godkända kemiska bekämpningsmedel, spränga eller uppföra vilthägn (Länsstyrelsens beslut enligt 7 kap 22 §, 7 kap 30 § miljöbalken). Nästan hela Bornsjöns nederbördsområde ingår i Stockholm Vatten AB:s egendomar och är därmed väl skyddat. Större delen av det sydvästra nederbördsområdet ligger i Salems kommun och en mindre del av nederbördsområdets nordöstra del ligger i Botkyrka kommun, vilket dock ägs av Stockholm Vatten AB. En liten del av nederbördsområdets norra och östra del ligger i Södertälje kommun. Eftersom sjön är en vattentäkt är det förbjudet att bada, fiska men även förbjudet att beträda sjön vintertid. Endast vattenvårdsverksamhet får förekomma i och på sjön.

Bestämmelser för vattenskyddsområde (miljöbalken 7 kap. 21§, 22§).

- Förbud att uppföra ny bebyggelse för bostadsändamål
- Förbud att släppa ut avlopp utan godkända skyddsanordningar
- Regler för gödselhantering
- Förbud mot lagring av avfall
- Förbud att ändra avrinningsförhållanden
- Förbud mot schaktnings- och täktverksamhet

Jordbruket i området är utarrenderat och betesmarker används av hästar, får och kor. Allt sker under restriktioner, se nedan. Den produktiva skogsmarken utgör drygt hälften av området och bedrivs så att näringsläckaget till sjön blir så lågt som möjligt. Som ett exempel kan nämnas att vid skogsavverkning eftersträvas små hyggen med kantzoner mot stränder samt att ingen markberedning sker. Ett arrende avtal infördes 1987 med arrendatorerna av gårdarna Bergaholm, Fågelsta, Ladvik m fl belägna i Bornsjöns nederbördsområde.

Arrende avtal 1987

- Förbud mot spridning av fosforgödningsmedel på mark som inte har dokumenterad brist på fosfor
- Begränsning av kvävegödning till i genomsnitt 90 kg max 100 kg till enskild gröda
- Endast godkända och lättnedbrytbara bekämpningsmedel ät tillåtna
- Förbud mot stråförkortnings- och lågdosmedel
- Regler för spridning av stallgödsel
- Avsättning av skyddszoner vid utfallsdiken (6 m)
- Plöjningsriktning parallellt med utfallsdiken där det är praktiskt genomförbart
- Undvika svartträda (plöjd obevuxen jord)

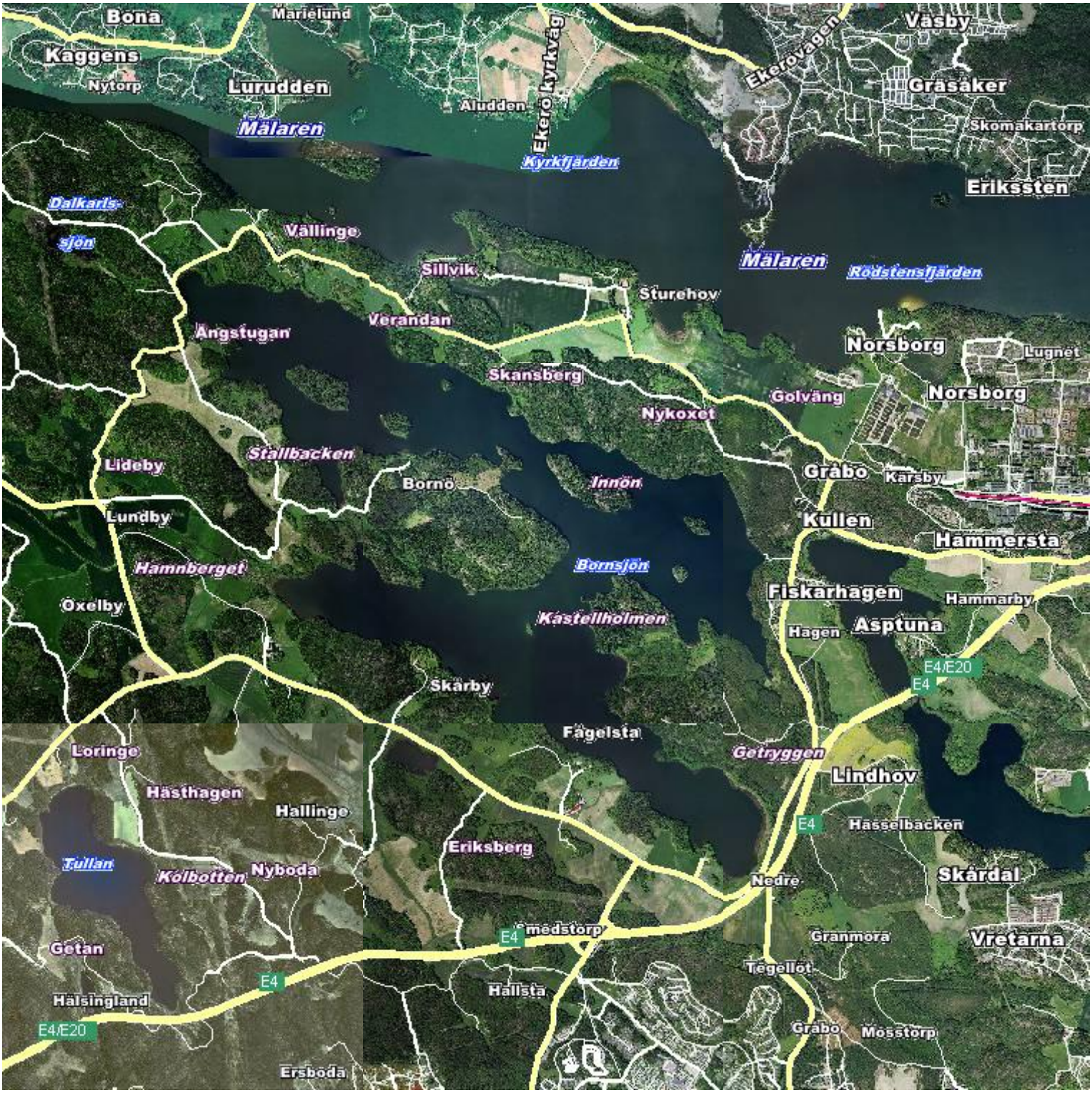


Bild 1: Bornsjön med omnejd. På bilden ses trafikleden E4/E20 passera vid Bornsjöns sydligaste punkt, Norsborgs vattenverk och Rödstensfjärden där råvatten normalt tas från till dricksvatten samt närheten till Mälaren (www.eniro.se).

På 1890-talet blev råvattenförsörjningen i stockholmstrakten försämrad, då Årstaviken där man vid denna tid tog vatten blev mer och mer förorenad och man sökte en renare källa. Bornsjön blev då Stockholm stads viktigaste reservvattentäkt och säkrades genom det inköp som gjordes av Stockholms stad år 1899 och togs över av Stockholm Vatten AB år 1993.

Norsborgs vattenverk stod klart år 1904 och Bornsjön var huvudvattentäkt fram till 1923 då man började ta råvatten från Mälaren. Idag är Mälaren huvudvattentäkt och Bornsjön reservvattentäkt som kan användas vid behov. Som regel tas vatten från Bornsjön bara vart tredje år, då 2000-4000 m^3 tas i timmen i ca tre veckor. Bornsjövatten används också vid olika typer av driftsstörningar i verket eller andra restaureringsarbeten. På grund av nivåskillnaden på 11 meter rinner vattnet med självtryck ner till Norsborgsverket, där genomgår det en långsamfiltrering och en desinfektion med kloramin. Vattnet från Bornsjön är så rent att ingen kemisk behandling krävs vilket är en av anledningarna till att man valde just denna sjö som reservvattentäkt. Samtidigt ligger vattentäkten på lägligt avstånd från Stockholm med lite bebyggelse kring sjön dessutom är den tillräckligt långt ifrån Östersjön för att undvika saltvatteninträngning. Stockholms dricksvatten tas idag från Rödstensfjärden i Mälaren och renas i Norsborgs vattenverk.

Bornsjöns naturliga utlopp, före detta Vällingeström, är beläget vid Vällinge i Edebybassängen och är kontrollerat av Norsborgs vattenverk. I utloppsfåran, som är ett bräddavlopp, placeras så kallade stättare, breda plankor som kan tas bort och sättas tillbaka och på så sätt kan nivån i Bornsjön varieras efter behov.

3.2.4 Mänsklig påverkan såsom avlopp, dåtid och nutid

Bornsjön kallades år 1636 för *Borr Siön* vilket förmodligen är bildat ur *bor* som betyder höjdsträckning eller vägstycke, detta innebar att man antagligen var tvungen att bära båtar eller last mellan Mälaren och Bornsjön (Blomberg 1973). Den befintliga bebyggelsen kring sjön består mestadels av gårdar, torp och herrgårdar från 1700-1800-talet med undantag från Salems kyrka, som delvis är byggd på 1100-talet. I området finns 2500 fornlämningar, de tidigaste är från bronsåldern (1800 f.K – 600 f.K) som tyder på bebyggelse, dock användes inte någon gödsling av jordbruksmarkerna före järnåldern (500 f.K – 800 e.K) (muntlig kommunikation Cassel Kerstin). Redan på 1300-talet finns Salemsbygden omskrivet i rullorna (Nyberg et al. 2005). Vid år 1545 fanns sex självägande bönder och dessa burkade jorden kring gårdarna Lideby, Lundby, Oxelby, Åby, Ersdala och Fågelsta med utmarker (Nyberg et al. 2005). Dåtidens avlopp bestod ofta av stenkistor som silade disk- och tvättvatten. Torrdass användes som latrin och avfallet togs omhand genom att grävas ned eller användas i kompost varpå det nyttjades som gödselmedel i lantbruket (muntlig kommunikation Qvarnström Lennart). Vid 1940-talets början byggdes ett tiotal arbetarbostäder upp av VA-verket i Bornsjöområdet och dessa utrustades med vatten och avlopp samt torrdass, vattenklosett installerades först långt senare (Nyberg et al. 2005). Salemstadens exploatering som skedde på 1960-talet gav upphov till att fler människor flyttade till området, vilket innebar ökad färskvattenförbrukning och ökat tryck på avloppshanteringen.

Glesbyggdshushållens avlopp som renas med trekammarbrunnar eller andra mekaniska anordningar bidrar till eutrofieringen i sjöar och kustområden. Avloppsvatten innehåller stora mängder näringsämnen varför det är av stor vikt att avloppshanteringen intill en vattentäkt är noga genomtänkt och utförd.

Numer har man god kontroll över de avloppsanläggningar som finns i Bornsjöområdet vilket underlättar felsökning. Projektet ”Bra små avlopp” kom till för att förbättra och minska utsläppen från de enskilda avloppen i Bornsjöns nederbördsområde. Genom att utlysa en tekniktävling 1998/1999, valdes 15 anläggningar ut från 8 leverantörer och placerades ut vid fastigheter kring Bornsjön. Anläggningarna var under den treåriga testperioden (år 2000 - 2002) mycket noggrant kontrollerade och modifierades vid behov (Hellström et al. 2003).

Gemensamma reningsverk för hela gårdar används så att inga avlopp går orenade ut i dikena inom Stockholm Vatten' s marker. Utanför Stockholm Vatten' s marker kan anläggningarna vara bristfälliga, fram för allt i de tätbebyggda områdena inom Bornsjöns nederbördsområdet som hör till Södertälje kommun.

3.2.5 Året i Bornsjön

Bornsjön är idag tämligen näringsrik och är väl dokumenterad sedan 1986, men även sporadiska vattenprovsresultat finns bevarade från 1940-talet och framåt. År 1986 påbörjades ett omfattande kontrollprogram som bestod i att provtagningar utfördes ca 8-10 gånger per år på tre stationer med olika provtagningsdjup i de olika bassängerna (Figur 5).
Provtagningsparametrar som används är; siktdjup, temperatur, konduktivitet, pH, COD_{Mn}, alkalinitet, syre, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrit + nitratkväve, ammoniumkväve, kisel och klorofyll a. Dokumentation från det senaste årets kontrollprogram av vattenstatus i Bornsjön kan sammanfattas med att pH låg relativt stadigt på 7,5-8,0, med ett förhöjt värde i maj på 8,3.
Syrehalt
Syrehalten i februari var 7,0 mg/L i bottenvattnet och 12,6 mg/L i ytvattnet, därefter ökade halten fram till juni till följd av våromblandningen. Syrehalten i bottenvattnet minskade i juli och var som lägst i september med ett värde på 0,2 mg/L, varefter en försiktig ökning skedde fram till en fullständig höstomblandning i november.
Fosfatfosfor
Vad gäller fosfatfosfor var värdena i februari i genomsnitt 23,5 µg/L i vattenmassan, därefter minskade halten drastiskt under april, maj och juni för att sedan öka i juli med en avslutande topp i oktober på 79,6 µg/L (genomsnitt), innan höstomblandningen, de högsta värdena är uppmätta i bottenvattnet. I augusti, september och oktober var värdena som högst i Edebybassängens bottenvattnen.
Totalfosfor och totalkväve
Totalfosfor visade värden kring 30 µg/L under vårmånaderna för att sedan minska under maj och juni. I juli månad skedde en liten ökning som sedan nådde sin kulmen i oktober månad med ett värde på 96 µg/L där framför allt Edebybassängens djupaste punkt hade ett maximum på 666 µg/L. Totalkvävet i vattenmassan visar relativt stabila värden över hela året.
Klorofyll och siktdjup
Klorofyll a värdet hade en topp på 29,1 i april för att resten av året ligga under 5,5. Siktdjupet varierar beroende på vår- och höstomblandningar och även på hur hög halt klorofyll a vattenmassan håller. I april månad sjönk siktdjupet till i snitt 2,3 m, i augusti månad hade siktdjupet ökat till 6,8 m.
Enligt Pettersson (1988) var Bornsjön en mesotrof sjö 1987, dagens totalfosforvärden ligger lägre men fortfarande inom spannet för Naturvårdsverkets benämning på en mesotrof sjö med måttligt höga halter av totalfosfor.

Tabell 1: Visar fosforhalterna i Bornsjön samt värden på en mesotrof sjö enligt Naturvårdsverket.

År	**Maj - Oktober**	**Augusti**
Naturvårdsverkets benämning på en mesotrof sjö	12,5-25 µg TP/L	12,5-23 µg TP/L
1987	24,93 µg TP/L	22,00 µg TP/L
2004	19,03 µg TP/L	13,50 µg TP/L
2005	17,36 µg TP/L	13,33 µg TP/L
2006	17,27 µg TP/L	17,33 µg TP/L

Bornsjöns närmast grannsjö Mälaren anses vara eutrof, dock inte överallt utan framförallt i vikar och i djuphålor (Persson och Wilander 2005). För att skydda Mälaren har en ansökan om att göra ett skyddsområde i och vid östra Mälaren lämnats in till Länsstyrelsen (muntlig kommunikation Blomberg Johanna). Skyddsområdet skulle innebära restriktioner 50 m upp från stranden och i vattnet (inre skyddsområde), samt ett yttre skyddsområde där information till fastighetsägare om att de bor i ett tillrinningsområde, vilket innebär eftertänksamhet i vatten och kemikaliehantering.

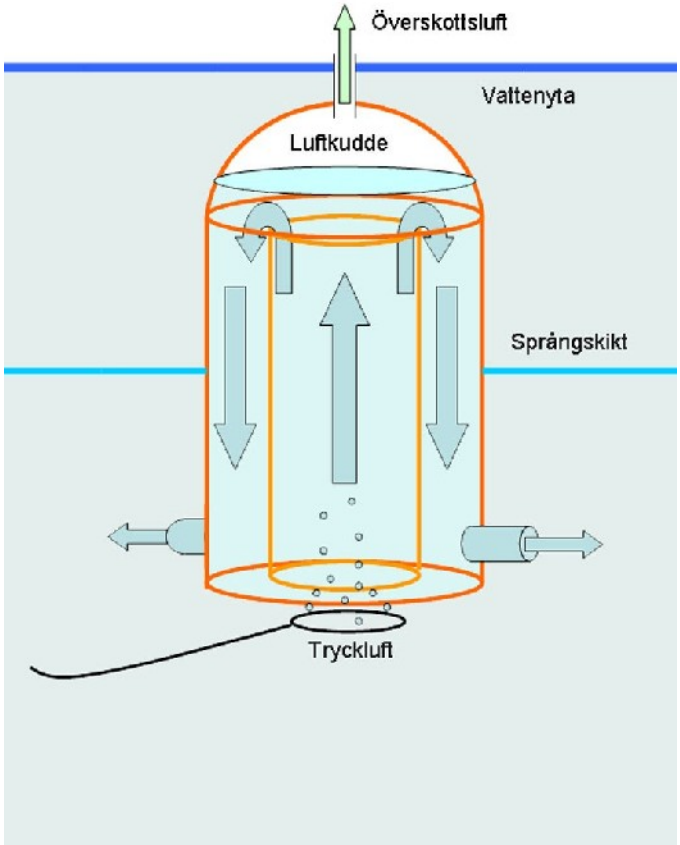
Det huvudsakliga tillflödesdikerna till Bornsjön är grävda diken, eftersom det är ett lantbruksområde. Dikerna rinner samman i Rothugget i den södra Skårbybassängen och de har sitt ursprung i Acksjödiket, Eksättradiket, Bergsjödiket, Tullandiket och Salemdiket (Figur 6). Diket som kommer från Eksättra är det som uppvisar högst halt av totalfosfor, fosfatfosfor och ammoniumkväve orsakat av det relativt tättbebyggda området kring Eksättra. De högst uppmätta värdena av konduktivitet, nitrit + nitratkväve och totalkväve finns i Salemsdiket som tar emot vatten från E4/E20 och delar av tätbebyggelsen i Salem. Tullan- och Acksjödikena uppvisar låga mätvärden av närsalter i de prover som tagits (Lännergren, 2006). Ett försök med 11 sedimenteringsdammar startades 1994 med avsikten att filtrera vattnet som kom från Salem och att på så vis minska näringstillskottet till Bornsjön. På grund av problem med högt vattenstånd i diket förstördes dammvallarna och försöket avbröts (muntlig kommunikation Qvarnström Lennart).

Enligt Naturvårdsverket har sjön en mycket artrik flora (Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för vattenväxter i sjöar och vattendrag, 2002) och det har hittats två rödlistade arter i relativt stora mängder, bandnaten (*Potamogeton compessus*) och sjöhjortron (*Nostoc zettersedtti*). Det finns 55 arter i Bornsjöns flora jämfört mot en normal sjö som har ca 15-25 arter (muntlig kommunikation Qvarnström Lennart). Sjöhjortron är en cyanobakterie som är mycket ovanlig och finns bara i 80 sjöar i världen. Dessa växter är mycket känsliga för eutrofiering respektive försurning och att växterna hittats i Bornsjön visar att det är en sjö med måttliga näringshalter. Växterna finns i hela sjön och har troligen gjort det under en längre tid vilket antyder att sjön inte är nämnvärt försurad eller påverkad av människan (Lilliesköld et al. 2005) Sjön har ett stort siktdjup vilket innebär att medeldjupet för den fotiska zonen sträcker sig i medel ned till 10 m (max 12 m).

3.2.6 Hypolimnionluftning

Genom att använda sig av hypolimnionluftning i en sjö höjer man syrgashalten i hypolimnion (bottenvattnet). Det sker en tillförsel av syrgas till botten vilket medför att anaeroba förhållanden kan undvikas. Syrgasen som förs ner till botten bildar en aerob miljö nära sedimentytan vilket förhindrar fosforfrigörelse (internbelastning). På grund av att fosfor är bundet till trevärt järn (FeIII) i aerob miljö binds fosforn till sedimentet, men om miljön förändras till anaerob förändras det trevärda järnet till tvåvärt vilket leder till att fosfor frigörs (Kalff 2002). Luftningen måste ske på ett sådant sätt att inte skiktningen i sjön går förlorad och därmed språngskiktet rubbas vilket skulle medföra att fosforrikt bottenvatten transporteras upp till ytan och gynnar tillväxten av växtplankton i sjön. Hypolimnionluftningen kan innebära att den fosfor som normalt skulle ha lämnat sjön via olika utlopp hålls kvar, vilket resulterar i en ackumulation av fosfor i sedimentet, detta medför att sjöns eventuella återhämtning av förhöjda fosforvärden fördröjs. Ackumulationen av fosforn innebär att enbart Bornsjöns sediment och bottenvatten påverkas och inte de närliggande sjöar och vattendrag, däribland Mälaren och i det långa loppet även Östersjön. Hypolimnionluftning är positivt för de fiskar som lever nära botten då deras habitat inte blir inskränkt på grund av minskat födoområde då syrehalten hålls på en högre nivå (Pettersson och Wallsten 1990).

Hypolimnionluftaren som finns i Bornsjön är placerad nordöstra bassängen (Bornsjöbassängen, BB) på ett djup av 14 meter (Figur 8) och har ett totalflöde på 1,9 m^3/s och en syresättningskapacitet på 460 kg/dygn (Värnhed 2004). Den startades 1987 och har sedan dess varit aktiv sommar och tidig höst med vissa avbrott för reparation samt 2004 då ett utpumpningsförsök gjordes i Edebybassängen (Lännergren 2005). Med hjälp av tryckluft som förs in i botten på aggregatet bildas bubblor som förs uppåt i vattenpelaren och syresätter bottenvattnet. En luftkudde i aggregatets topp trycker ned det syresatta bottenvattnet som sedan trycks ut i bottenvattnet igen för att inte näringsrikt bottenvatten skall nå ytvattnet och skapa eventuella algblomningar. En liten del överskottsluft har möjlighet att passera ut genom ett luftningsrör. Denna konstruktion av hypolimnion luftare gör så att språngskiktet förblir intakt (Figur 2).

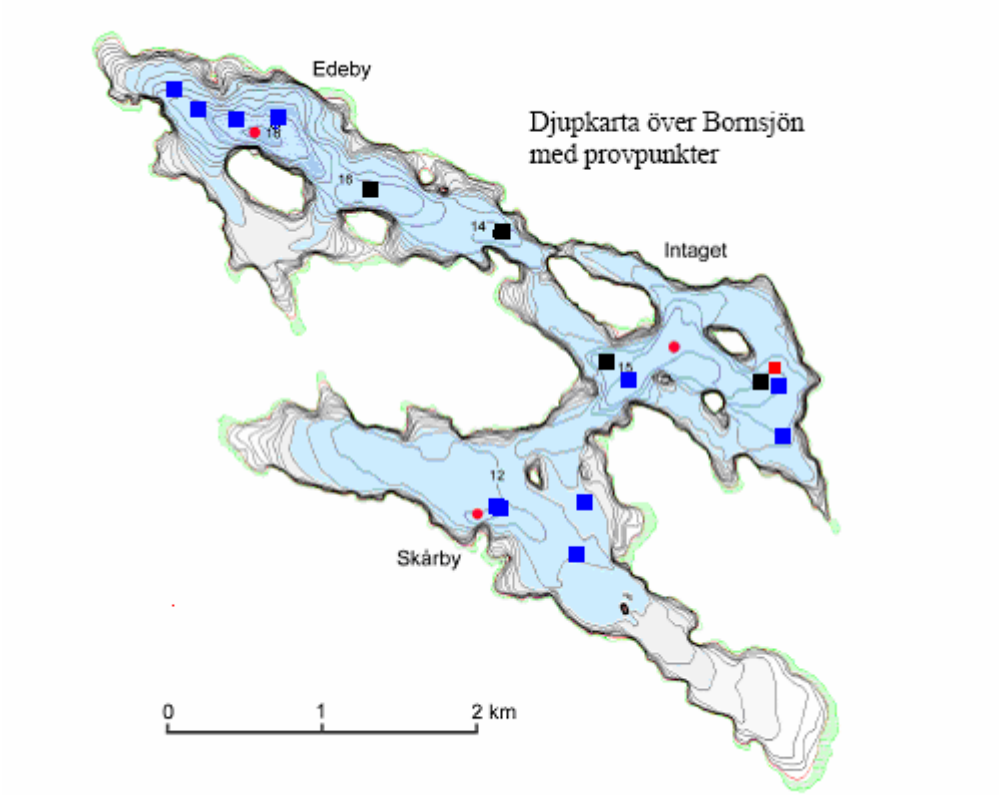


Figur 7: Bornsjöns hypolimnionluftare i genomskärning.

Bild 2: Hypolimnionluftaren sedd från vattenytan. Foto: Peter Nyberg,

4 Metodik

4.1 Fältprovtagning



Figur 8: Batymetriskkarta över Bornsjön med dess tre djupbassänger; Skårbybassängen, Bornsjöbassängen och Edebybassängen. Röda cirklar symboliserar de ordinarie provtagningspunkterna för vatten i Bornsjön. Lokaliseringen av undersökningens provtagningsstationer för sediment symboliseras av blå kvadrater för första och svarta kvadrater för andra provtagningstillfället. Den röda kvadraten är hypolimnionluftarens lokalisering.

4.1.1 Sedimentprovtagning del 1:

För att utreda fosforfrigörelsen från Bornsjöns sediment utfördes sedimentprovtagning 2006-10-17 och 2006-10-18. Provtagningen skedde från Stockholm Vattens motorbåt, Helena af Bornsjön, av modellen Master 500 som ankrade vid varje station för att säkra positionen. Provtagningen utfördes med ett gravitationslod (kajakhämtare) utrustad med ett 0,5 m långt plexiglasrör med en innerdiameter på 8 cm och sammanlagt togs 10 sedimentkärnor från Bornsjöns tre bassänger (Figur 8). Tre sedimentkärnor togs i Skårbybassängen (BS) på 10 m, 12 m, 14 m vattendjup, tre sedimentkärnor togs i Bornsjöbassängen (BB) på 12 m, 14 m, och 16 m och fyra sedimentkärnor togs i Edebybassängen (BE) på 12 m, 14 m, 16 m och 18 m. På grund av varierade vattendjup i de olika bassängerna förekom fem olika provtagningsdjup. Detta innebär att provtagna sedimentkärnor från endast 2 djup (12 och 14 m) återfinns i alla bassänger. Positioneringen utfördes med GPS och vattendjupet mättes med ekolod. Sedimentkärnorna beskrevs visuellt direkt på platsen. Kärnorna trycktes ut ur röret med hjälp av en uttryckare och skiktning av sedimentet genomfördes direkt ombord. Ett byte av skiktningsmetod vid första provtagningstillfället var tvunget att göras då skivningsapparaten gick sönder. De sedimentkärnor som var tagna i Skårbybassängen på 14 m och 12 m skiktade med skivningsapparat medan de övriga skiktades manuellt. Med hjälp av linjal mättes lagren och en plastsked användes för att skeda upp provet i en plastburk så att homogenisering kunde ske, därefter delades provet upp i två lika stora delar i var sin märkt burk. Bytet av

skiktningsmetod bör inte ha påverkat resultatet. De sedimentlager som provtogs var 0-2 cm, 8-10 cm och 15-17 cm djup. Detta resulterade i sammanlagt 60 prover, varav 30 skulle analyseras på Stockholm Vattens krediterade laboratorium och resterande 30 på det krediterade laboratoriet Erkenlaboratoriet, Limnologiska institutionen vid Uppsala universitet. Proverna förvarades mörkt i 4°C fram till dess att analysen startade på Stockholm Vatten AB den 24/10-06 och på Erkenlaboratoriet den 23/10-06. All sedimentprovtagning skedde i anslutning till de ordinarie vattenundersökningarna i Bornsjön som utförs av Stockholm Vatten AB då mätningar av temperatur, pH samt siktdjup utförs och prover tas för analyser av syrehalt, total fosfor och PO_4-P, total kväve och NH_4-N, NO_{2+3}-N, konduktivitet samt klorofyll. På grund av att provtagningarna skedde i anslutning till dessa vattenundersökningar mättes inte pH och duplikat av sedimentkärnor togs ej då detta skulle bli alltför kostsamt. Att provtagningen skedde på hösten ansågs som en bra period då sjön är på väg till omblandning (muntlig kommunikation Rydin Emil).

Bild 3; Provtagning med gravitationslod

Bild 4; Sedimentkärna.

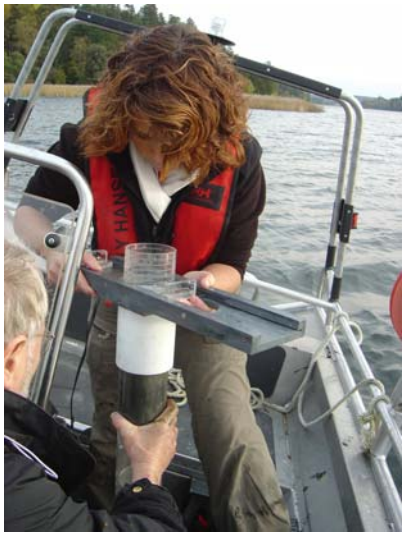


Bild 5; Skiktning med hjälp av en uttryckare.

Bild 6; Manuell provtagning.

4.2 XRF-metoden

XRF-tekniken (X-ray-fluorescence) använder ett röntgenspektrum som exciterar de innersta elektronerna i atomerna. Provet bestrålas med röntgenstrålning vilket resulterar i elektronexcitation och när elektronerna faller tillbaka till sina ursprungliga skal bildas fluorescensstrålning (Hulterström 2006). Den utsända strålningsenergin registreras av en halvdetektor. Beroende på vilket skal som elektronen faller ifrån bildas det olika mycket energi vilket gör att energierna blir mätbara. Med hjälp av en pulsräknare separeras de olika energierna och grundämnena. Grundämnenas olika antal elektroner och energier medför att de har olika fluorescens strålning. XRF-tekniken har bättre känslighet för tyngre element.

XRF-analyserna utfördes i laboratoriet på Stockholm Vatten AB. Proverna lades i pappers och folieformar, vägdes våta och torkades i ett torkskåp i 105°C för att efter torkning åter vägas varpå torrsubstans TS % kunde räknas ut. Därefter maldes proverna i en kvarn avsedd för att pulverisera sedimentprover i en hastighet på 30 rpm (revolutions per minute/varv per minut) i en minut. För XRF-metoden behövs minst 4 g torrt sediment/prov.

4.3 ICP-AES metoden

Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES) som användes för att analysera vilken mängd aluminium, fosfor och järn som finns i sedimentet i Bornsjön är en optisk emissionspektrometri med induktivt kopplad plasma. Plasman bildas av argongas som flödar genom ett radiofrekvensfält. Gasen innehåller elektriskt laddade partiklar och befinner sig delvis i ett joniserat tillstånd som når en temperatur på ca 10 000°C (Analytica, ALS laboratory group 2001). Vid så höga temperaturer kan grundämnen mätas och haltbestämmas på grund av att de ger ifrån sig ljus av karaktäristiska våglängder.

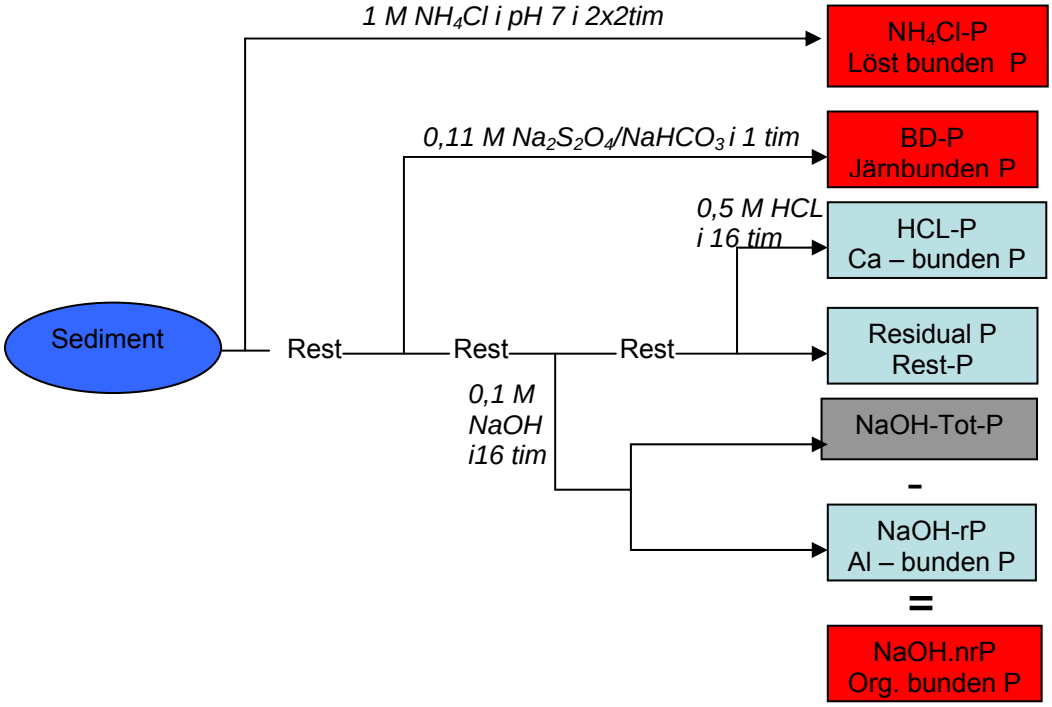
Provet leds in i plasman i form av en aerosol (fina vätskedroppar) varpå de olika grundämnenas ljus delas upp av ett gitter i skilda våglängder och fångas upp av ljuskänsliga detektorer. ICP-AES är en multielementteknik och metoden kan användas för bestämning av ett 40-tal olika grundämnen. Detektionsgränsen ligger på µg/L i vattenlösning och känsligheten är jämförbar med atomabsorbtion med flamma (muntlig kommunikation Eriksson Maria).

4.4 Fosforfraktionering

Fosforfraktionering utfördes på det krediterade laboratoriet Erkenlaboratoriet vid Limnologiska institutionen, Uppsala universitet. Analysen går ut på att utsätta sedimentprovet för olika hantering för att på så sätt bestämma mängden fosfor knuten till andra ämnen (Psenner et al. 1988). Med hjälp av fraktionering förvärvas sex olika operationellt avgränsade former av fosfor genom sekventiell extrahering. De former som bestäms är; labil fosfor (inbegripet fosfaten i porvattnet), järnbunden fosfor, aluminiumbunden fosfor, organiskt bunden fosfor, kalciumbunden fosfor, residualfosfor samt totalfosfor för hela provet.

Den löst bundna fosfaten som finns i porvattnet är lättabsorberad och genom att under aeroba förhållanden behandla sedimentprovet med 1M ammoniumklorid (NH_4Cl) vid pH 7 i 2 x 2 timmar utlöses den lätt absorberade fosfaten och även fosfaten som är bunden till kalcit ($CaCo_3$). Efter denna behandling kan man anta mängden porvattenfosfat som den mängd fosfat som tagits upp av ammoniumkloriden. Genom att behandla sedimentprovet med natriumdithionit ($Na_2S_2O_4$) och natriumvätekarbonat ($NaHCO_3$) vid pH 7 i 1 timme frigörs den järnbundna fosforn (BD-rP, bikarbonatdithionit) och även den manganbundna fosforn (Mn-P). Detta sker i ett anaerobt tillstånd och liknar därmed det naturliga sätt då den järnbundna fosforn frigörs på syrefria bottnar (Rydin 2005). Då aluminium frigörs från sedimentprovet tillsätts natriumhydroxid (NaOH, 0,1 M) i ca 16 timmar. Detta resulterar i att den aluminiumbundna fosforn frigörs och kan bestämmas. För att reda ut vilken mängd

organiskt bunden fosfor som finns i sedimentet autoklaveras provet varpå fosfat (PO_4) utvinns (Rydin 2005). Autoklavering av ett prov innebär att provet utsätts för hög temperatur och högt tryck i en hermetiskt tillsluten behållare och samtidigt sker de aktuella kemiska reaktionerna. För att utvinna den kalciumbundna fosforn tillsätts saltsyra (HCl, 0,5 M) till provet i ca 16 timmar. Resterande fosfor som nu finns kvar i provet kallas residualfosfor, vilket i huvudsak består av organiska fosforformer. För att beräkna denna fosfor subtraheras den extraherade och identifierade fosforn från den totala mängd fosfor (TP) som finns i sedimentet (Rydin 2005).



Figur 9: Bilden visar fosforfraktioneringens olika steg. De röda fälten symboliserar den rörliga delen fosfor vid uträkningar. Bilden är skapad och moderniserad med bakgrund av Rydin 2000.

4.5 Uträkningar

För att utreda hur stor mängd totalfosfor och rörlig fosfor som finns i sedimentet genomfördes beräkningar (Bilaga 8) vilka baseras på en liknande undersökning utförd i Sågsjön i Nacka Kommun (Åkerman 2001) samt stöd av Kvarnäs Hans (muntlig kommunikation). Sedimentets densitet har uppskattats till 1 000 000 g/m^3 (muntlig kommunikation Rydin Emil). I beräkningarna användes de två översta sedimentlagren (0-2 och 8-10 cm) samt även på hela sedimentkärnan (0-17 cm). För att få ut ett genomsnittligt värde för respektive bassäng slogs de tre respektive fyra sedimentkärnornas analysvärden för varje bassäng ihop och delades på tre respektive fyra, vilket gav underlag så att beräkningar för hela sjön gick att genomföra. Dessutom genomfördes beräkningar med en sedimentdensitet tagen från Fagersjöviken (Rydin 2005). Arean för de olika bassängerna (under 10 meters djup) är 132,64 ha i BS, 131,41 ha i BB och 122,26 ha i BE. Gränsen på 10 meter antogs då den grundaste provplatsen var 10 meter. De sedimentkärnor som togs från den grundaste platsen och nedåt antogs som ett snitt för sjöns fosforinnehåll.

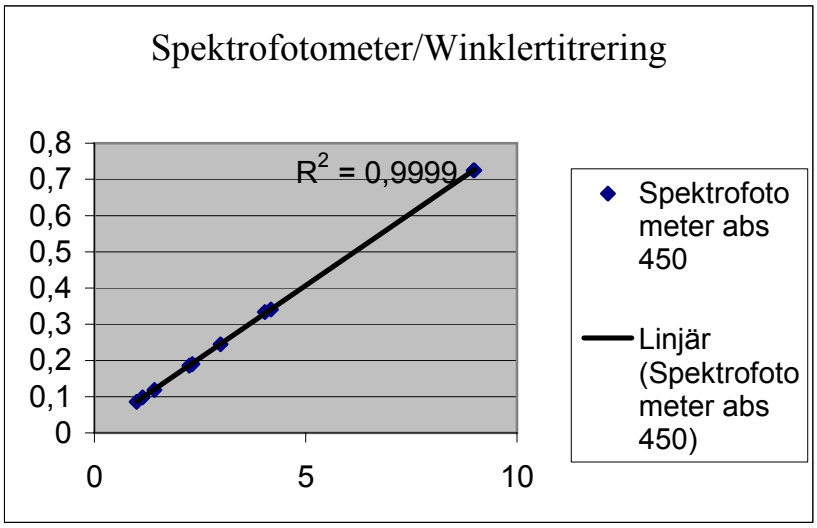
Beräkningen skedde enligt följande (Bilaga 8);
Bottenarea m^2 * tjocklek på skikt (m) * densitet g/m3 * TS * fosforinnehåll kgP/gTS = kgP.

Uträkningar som gjordes för att konstatera mängden fosfor i vattenmassorna samt att klassificera Bornsjön enligt Naturvårdsverkets normer med prover tagna i epilmnion, beräknades över säsongen maj-oktober och enbart i augusti.

4.6 Fosforfrigörelseförsök

4.6.1 Sedimentprovtagning del 2 samt laboratoriemetod

För att utreda hur mycket hypolimnionluftningen påverkat Bornsjön och hur stor betydelse tillsatsen av syrgas har haft för olika former av fosfor i sedimentet utfördes ytterligare en sedimentprovtagning. Provtagningen utfördes 2006-11-13, även denna gång i anslutning till de ordinarie vattenundersökningarna i Bornsjön och med samma provtagnings och positioneringsutrustning som tidigare använts. Provpunkternas lokalisering i bassängen gjordes för att få observationerna så oberoende av varandra som möjligt. Fyra sedimentkärnor provtogs i en gradient med utgångspunkt från hypolimnionluftaren. Prov 1 togs i Bornsjöbassängen invid limnoluftaren (Figur 8) på ett djup av 14 m och de resterande tre proverna togs i djuphålorna norrut, samtliga på 14 m djup. Dessutom provtogs sedimentprover som analyserades med ICP- och XRF-metoderna. Provtagningen av sedimentproverna genomfördes som beskrivits i sedimentprovtagning del 1, ovan. De fyra plexirören med innehållande sediment och ovanliggande bottenvatten placerades i rörhållaren och fixerades med isoleringstejp för vidare försiktig transport in till laboratoriets kylrum på Stockholm Vatten där analyserna utfördes. Därefter inkuberades sedimentkärnorna i 22 dagar i ett mörkt, ca 6°C kallt kylrum. Syrekoncentrationen mättes med hjälp av Winklermetoden (SIS 1993) varpå absorbansen mättes med spektrofotometer av märket Shimadzu, UV-1601. I Winklermetoden tillsätts två reagenser, $MnSO_4$ och NaOH-Na I som binder syret och skapar en fällning. Därefter tillsätts 9M H_2SO_4 som löser upp fällningen. Jodfärgen i provet läses av i en spektrofotometer och då jod är proportionellt med syrehalten erhålles ett korrekt värde. Analysen säkerställdes med den mer använda och modernare Winklertitreringsmetoden då ett större prov, 100mL analyseras. Syret i provet binds med reagensen och sedan titreras provet automatiskt vilket minskar risken för mänskliga felkällor (Figur 10).



Figur 10: Visar resultatet av jämförelser mellan de två olika Winkler metoderna, winkler/spektrofotometer som användes i denna studie och den mer använda winklertitreringsmetoden.

Bild 7; Försöksuppställningen på Stockholm Vattens laboratorium.

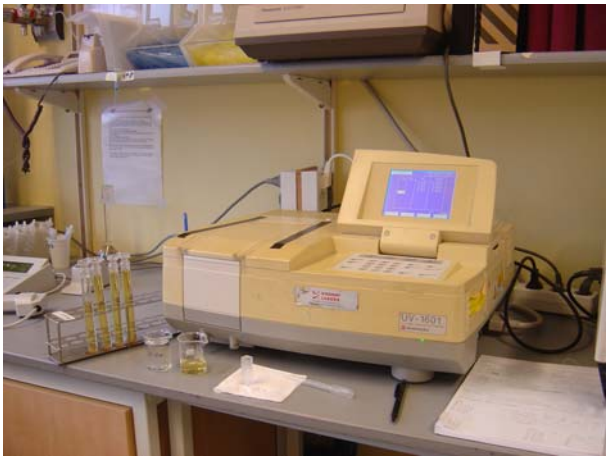


Bild 8; Spektrofotometer samt färdigprepererade prover.

Under de 22 dagar som sedimentproverna inkuberades togs vattenprover ut till en början varannan dag för att övergå till 4-5 dagars mellanrum. Detta för att vattnet i plexirören skulle räcka över hela inkubationstiden. Vattenproverna som togs var 20 mL till syrehaltmätning samt 25 mL till analyser för ammoniumkväve, nitrit + nitratkväve, fosfatfosfor och kisel. I de 20 mL som togs för att mäta syrehalten i vattnet genomfördes analyser omedelbart. De 25 mL som togs för att analysera de olika kväve- och fosformängderna frystes in så att analyser skulle ske vid ett och samma tillfälle för att undvika eventuella felkällor. Vid analyserna användes en auto analyzer 3 och tekniken som användes var continuous flow. Försöksuppställningens utrustning bestod av; en peristaltpump av märket Watson Marlow Pumps SCI 400, 403U/VM4, 50RPM med tillhörande slangar, 2,29 mm 0,090” (lila-svart), tjockare slang från pump ned till vattnet i röret och upp ur vattnet till pumpen (Bild 7). Fyra stycken trevägskopplingar där avtappning av vattenprover skedde, akvariestenar kopplade till utpumpningsröret i vattenpelaren för att fördelningen av vattnet skulle spridas ut och inte skapa någon uppvirvling av sedimentet samt silikonolja som följsamt ”lock” på vattenpelaren för att förhindra utbyte mellan vattnet och luften (Bild 7). På grund av en fläkt i kylrummet varierar temperaturen mellan intervallet 5-7°C, vilket inte bör ha påverkat resultatet. Eftersom pH i Bornsjön anses som stabilt (muntlig kommunikation Lännergren) inkluderades inte pH i försöksprovtagningen.

4.7 Statistik

Genom att använda statistiska analyser kan resultaten från denna studie verifieras, om signifikansvärdena från analyserna är under P = 0,05 vilket är det etablerade värdet för signifikans (Ennos 2000). Signifikans innebär att sambandet inte kan ses som slumpmässigt. Ju mindre P-värdet är desto starkare är argument för att nollhypotesen är felaktig. Ex. 0-hypotes= djupet är inte av betydelse för forforvärden/vattenhalten mm. Om denna 0-hypotes är osannolik, mindre än 5% ($P<0,05$) antas den alternativa hypotesen att djupet har en effekt på fosfor/vattendjupet.

Då värdena blir signifikanta har djupet signifikans med en, två eller tre värdig *. Jag använde det statistiska programmet R 2.4.0.

Om värdet visar;

$P > 0,05$	Icke-signifikant
$P \leq 0,05$. - 0,1	Marginell signifikans (muntlig kommunikation Lönn Mikael)
$0,01 < P \leq 0,05$	Enstjärnig signifikans eller Signifikans*
$0,001 < P \leq 0,01$	Tvåstjärnig signifikans eller Signifikans**
$P \leq 0,001$	Trestjärnig signifikans eller Signifikans***

Den statistiska programvaran som har används i studien var R 2.4.0 (R-commander-paket) och jag använde linjära modeller där signifikansen testades med analyses of variance (Anova, type II). För att visualisera de statistiska resultaten användes paketet effect plots. Resultaten bedömdes enligt ovanstående som signifikanta/marginellt signifikanta och icke signifikanta värden.

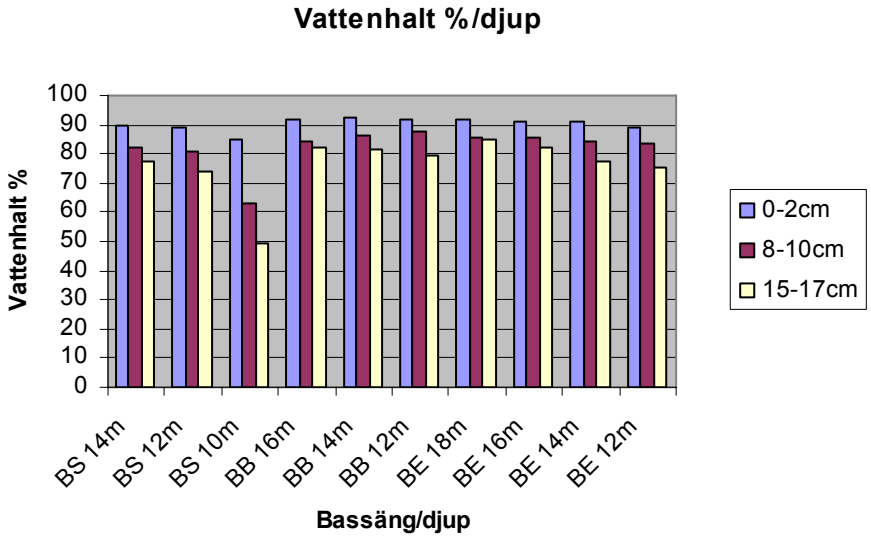
5 Resultat

Nedanstående resultat har framkommit under arbetets gång och de resultat som relaterar till frågeställningarna är markerade med siffror inom parentes.

5.1 Resultat av fosforfraktionering

5.1.1 Vattenhalt

Vattenhalten i sedimentproverna varierar mellan 84,7-92,7 % (55,2-91,3 % 1987). Halter överstigande 90 % anses vara ackumulationsbotten (Pettersson 1987) och BB16, BB14, BB12, BE18, BE16 och BE14, visar halter över 90 %. Detta stämmer väl överens med att större djup i sjön innebär högre vattenhalt i sedimentet, vattenhalten sjunker dessutom i förhållande till djupet i sedimentkärnan (Figur 11). Provpunkten i Skårbybassängen, BS10, visar på låg vattenhalt och detta indikerar på att provpunkten är av transportbottenkaraktär (muntlig kommunikation Rydin Emil). Då det finns mer minerogent material i transportbottnarna innebär det att vattenhalten är lägre medan ackumulationsbottnarna innehåller mycket finkornigt och organiskt material som kan hålla mer vatten. Provpunkterna BS14, BS12 och BE12 understeg alla 90 % vattenhalt men med väldigt liten marginal och därför anses bottnarna på större djup än 12 m vara ackumulationsbottnar.

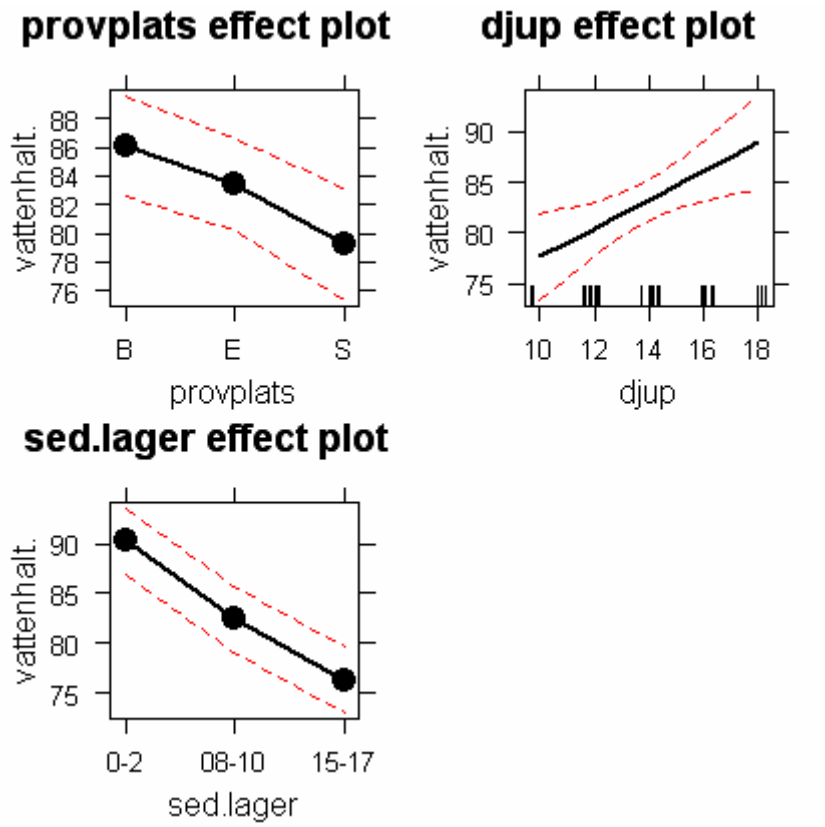


Figur 11; Vattenhalt i % på de olika sedimentdjupen på de olika prov tagningsplatserna.

Vattenhalten skiljer sig marginellt signifikant (.) mellan provplatserna. Diagrammet visar att vattenhalten är högst i B (Bornsjöbassängen) och lägst i S (Skårbybassängen). Vad gäller vattendjupet i förhållande till vattenhalten i sedimentet är det en signifikant skillnad (*) mellan olika djup som visar att det grundaste stället (10 m) har lägst vattenhalt och det djupaste (18 m) har högst. Skillnaden mellan sedimentlager visar en mycket hög signifikans (***) för de olika sedimentlagren och skillnaden är som störst vid jämförelse mellan det översta sedimentlagret (0-2 cm) och det understa (15-17 cm).

Statistiska resultat för: Vattenhalt/ provplats, djup, sedimentlager
Respons: vattenhalt.

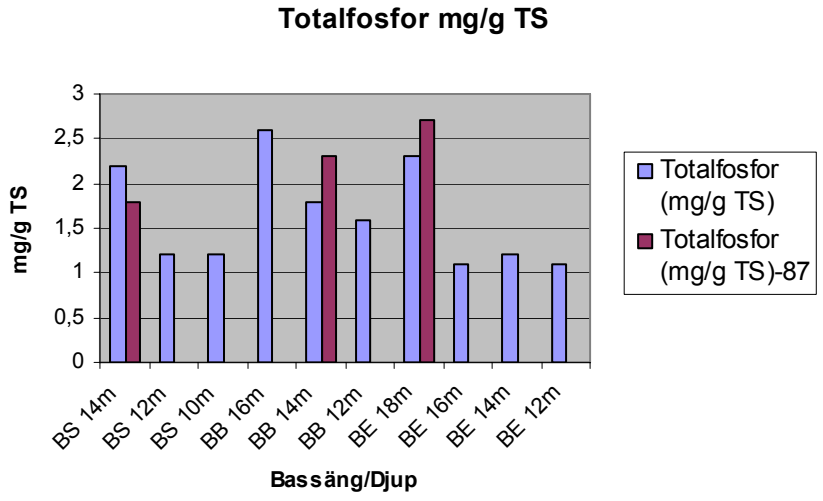
	Sum Sq	Df F	value	Pr(>F)
provplats	178.66	2	3.1370	**0.06162 .**
djup	211.68	1	7.4336	**0.01177 ***
sed.lager	972.90	2	17.0828	**2.435e-05 *****
Residual	683.42	24		



Figur 12: Diagrammet samt ovanstående siffror visar resultatet av en linjär modell och ett anova test på vattenhalt/provplats vilket visar en marginell signifikans, diagrammet på vattenhalt/djup har ett P-värde under 0,05 vilket betyder att vattendjupet har en signifikant betydelse för vattenhalten och diagrammet över vattenhalt/sedimentlager visar en trestjärnig signifikans.

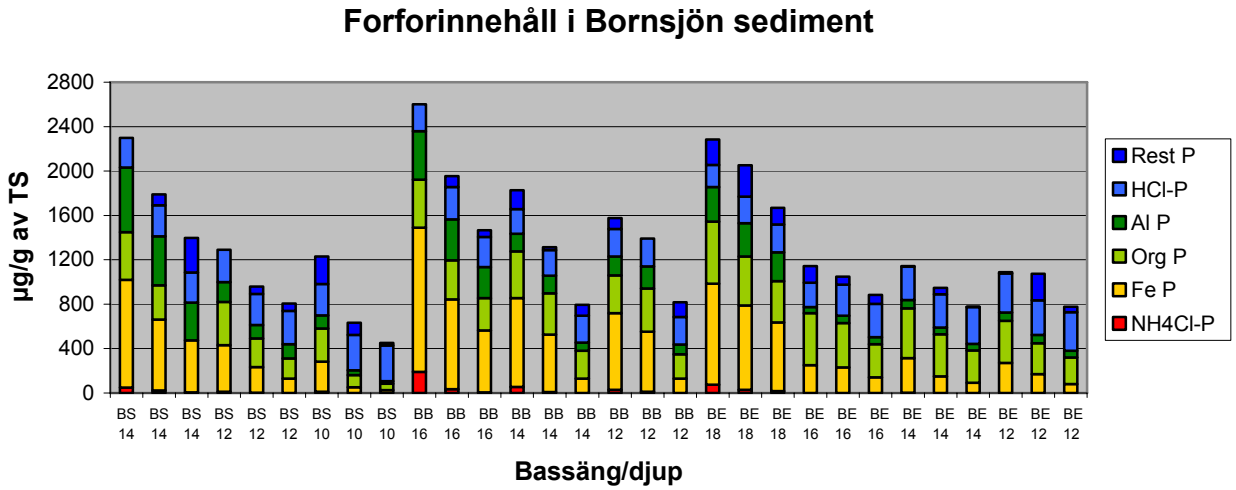
5.1.2 Totalfosfor i sedimentet (1)

Sedimentets totalfosforinnehåll i ytsedimentet var som högst i BB16 med ett värde på 2,6 mg P/g TS, men även andra djuphålor överstigande 14 meter visade på höga värden. Det lägsta värdet hittades vid två punkter, BE12 och BE16, båda på 1,1 mg P/g TS och medelvärdet för sjön var 1,63 mg P/g TS. De prover som togs år 1987 har tre platser som överensstämmer med dagens provplatser, BS14 1,83 mg P/g TS, BB14 2,27 mg P/g TS och BE18 2,71 mg P/g TS (Figur 13). Vad gäller sedimentets innehåll av totalfosfor visar värdena en skillnad på 245 µg total fosfor/g TS. År 2006 uppmättes 1630 µg totalfosfor/g TS i genomsnitt i sediment (10 provpunkter) och 1987 uppmättes1875 µg totalfosfor/g TS i genomsnitt i sediment (8 provpunkter).

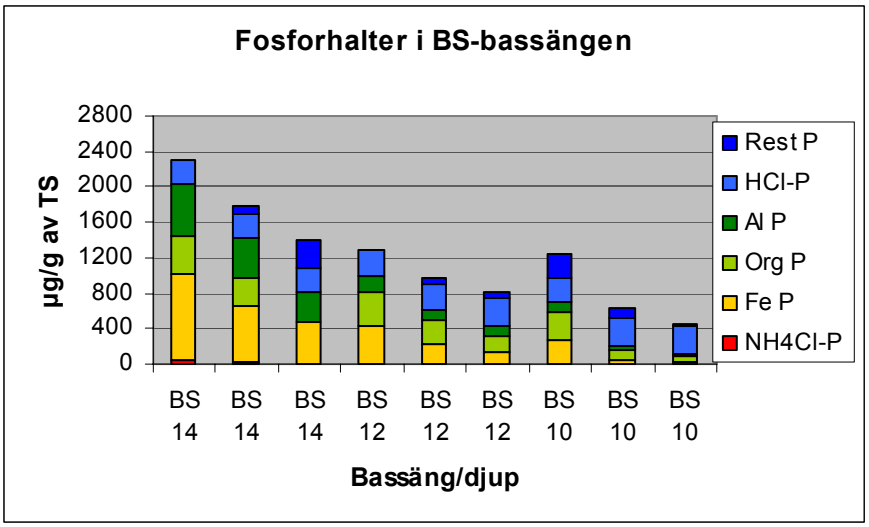


Figur 13; Mängden total fosfor på de olika provtagnings platserna i ytsedimentet samt 1987 års värde på de jämförbara platserna.

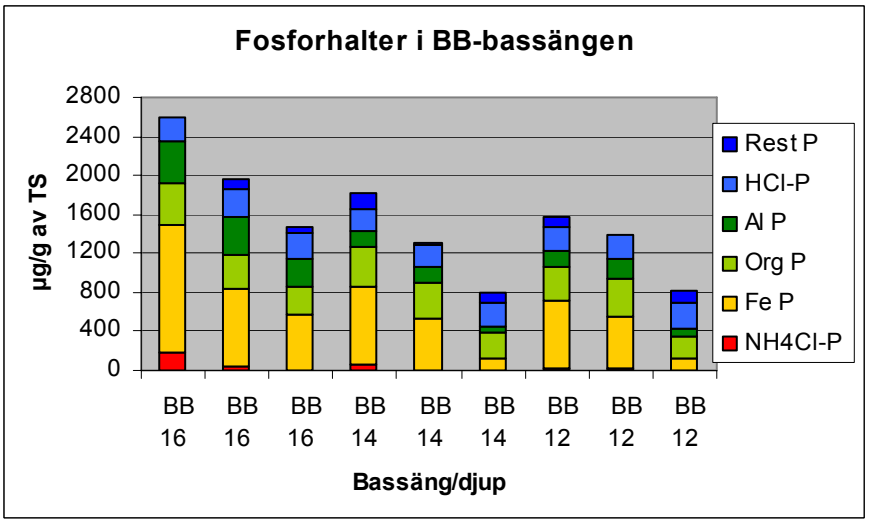
Diagrammen nedan visar fosforinnehållet i de olika sedimentkärnorna och de olika fraktionernas mängder. Dessutom visas de olika sedimentlagrens innehåll av fosfor, markerat med samma provplats tre gånger där ytsedimentet (0-2 cm) visas längst till vänster, 8-10 cm i mitten och 15-17 cm längst till höger. I figur 14 ses en markant ökning i BB16 ytlager och även ett mönster kan skönjas vad gäller mängden fosfor i förhållande till olika lager i sedimentet vilket prövas statistiskt nedan. Figur 15, 16, 17 visar de olika bassängerna och dess fraktioner separat.



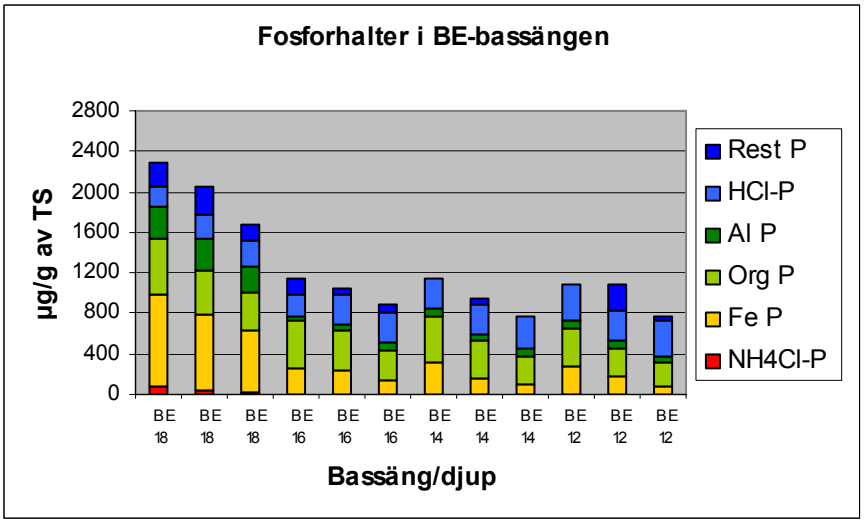
Figur 14: Diagrammet visar Bornsjöns fosforinnehåll i de tre olika bassängerna. Dessutom visas även de olika sedimentlagren. Sedimentdjupen är, från vänster till höger; 0-2, 8-10 och 15-17 cm.



Figur15: Diagrammet visar fosfor fraktioneringen på olika vattendjup och sedimentdjup. Sedimentdjupen är från vänster till höger 0-2 cm, 8-10 cm och 15-17 cm.



Figur16: Diagrammet visar fosfor fraktioneringen på olika vattendjup och sedimentdjup. Sedimentdjupen är från vänster till höger 0-2 cm, 8-10 cm och 15-17 cm.



Figur 17: Diagrammet visar fosfor fraktioneringen på olika vattendjup och sedimentdjup. Sedimentdjupen är från vänster till höger 0-2 cm, 8-10 cm och 15-17 cm.

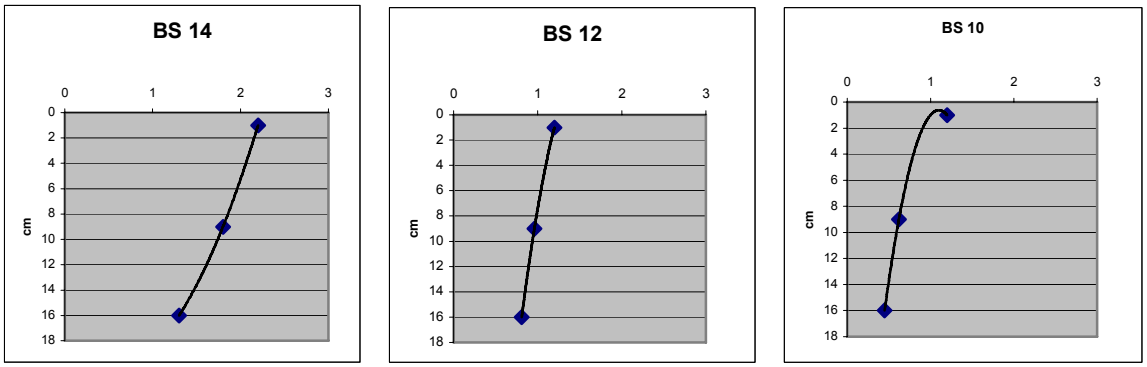
Löst bunden fosfor, fosfatfosfor, visar ett avvikande högt värde i BB 16 med 190 µg P/g och ett relativt högt värde i BE 18,75 µg P/g vid jämförelse med de övriga mycket låga värden på under 56 µg P/g där vissa provpunkter visade 0 i värde. NH_4Cl-P har med andra ord ackumulerats i djuphålorna (Figur 14).

I figur 14 ses de olika sedimentlagrens fosforinnehåll och ett mönster mellan de olika provplatserna kan skönjas. Ett sjunkande innehåll av de olika fosforfraktionerna i förhållande till vilket sedimentdjup provet är taget från. Detta mönster har prövats statistiskt och resultatet visar att vattenhalten inte är signifikant för mängden totalfosfor men provplatsen (observation) är av signifikant betydelse för totalfosformängden, och så även vattendjupet. En interaktion mellan provplats: vattendjup gjordes vilken inte var av signifikant värde, interaktionen mellan provplats: sedimentlager visar dock en tendens till signifikant värde. Detta innebär att förändringen i fosforinnehåll med sedimentdjup inte är signifikant olika i de olika bassängerna i Bornsjön, de olika sedimentkärnor som provtogs i sjön skiljer sig inte signifikant åt.

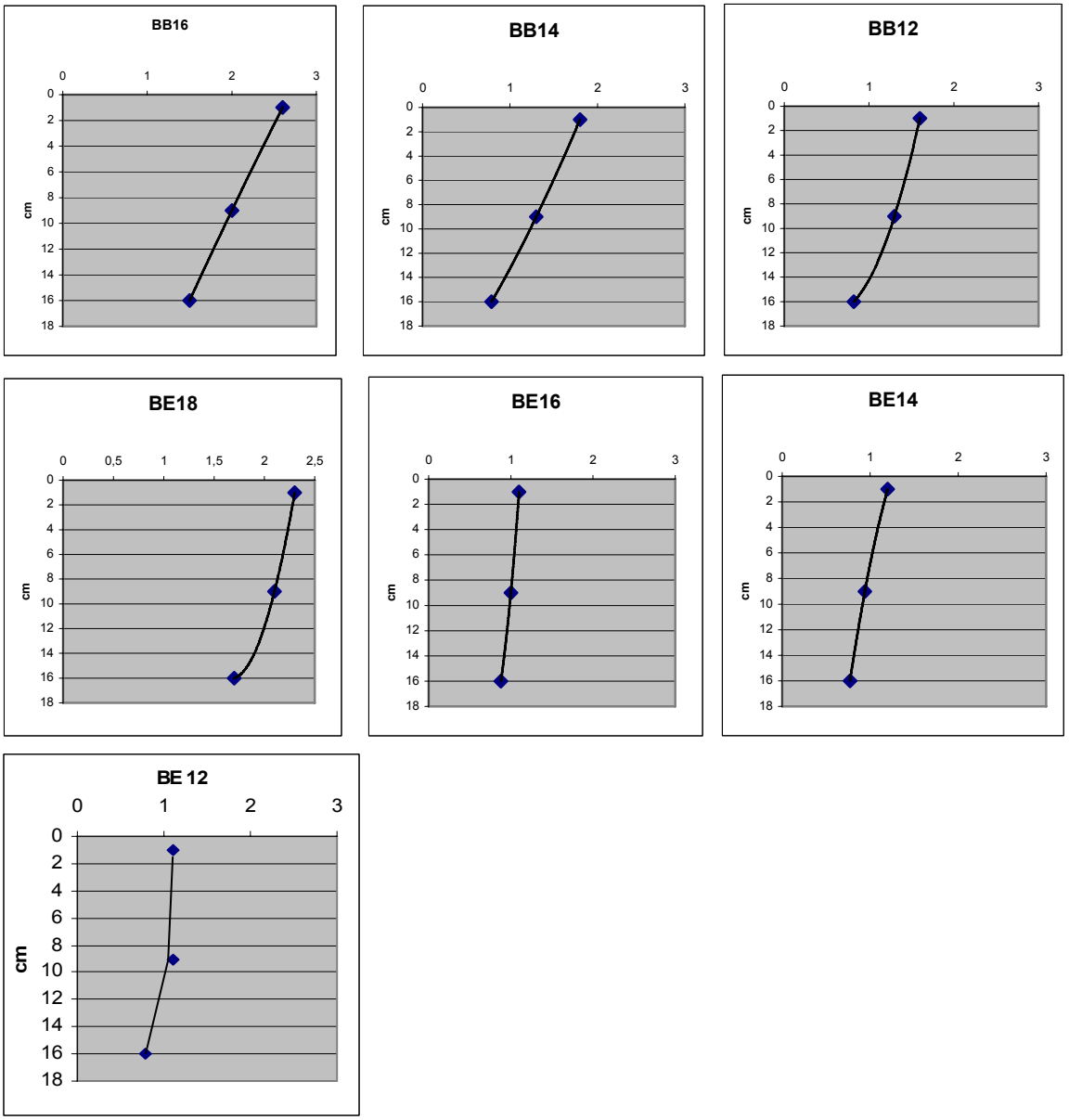
Tabell 2: I tabellen syns resultaten av en linjär modell, anova test där vattenhaltens P-värde i förhållande till Tot-P inte är signifikant, provplats visar ett signifikant tvåstjärnigt P-värde och vattendjupet visar ett trestjärnigt signifikant P-värde. Interaktionen som gjordes mellan provplats och vattendjup gav ingen signifikans men interaktionen mellan provplats och sedimentlager visade en marginell signifikans.

Respons: Tot-P	Sum Sq	Df F	value	Pr(>F)
Vattenhalt	63907	1	0.7315	0.404291
provplats	1433349	2	8.2032	**0.003208 ****
vattendjup	2703118	1	30.9406	**3.439e-05 *****
provplats: vattendjup	221467	2	1.2675	0.306838
provplats:sed.lager	1204601	6	2.2980	**0.082849 .**
Residual	1485203	17		

Diagrammen nedan visar att på de provpunkter där det finns relativt lite totalfosfor i sedimentets ytlager är skillnaderna inte så stora vid jämförelse med det djupaste lagret i sedimentet, BS12, BE14 och BE16. Däremot ses en större skillnad mellan de olika sedimentlagren, då totalfosforhalten i ytlagret överstiger 1,8 mg/g P TS. Detta mönster kan ses i diagrammen som visar provpunkterna BS14, BB16, BB14 och BB12 (Figur 18a och b).



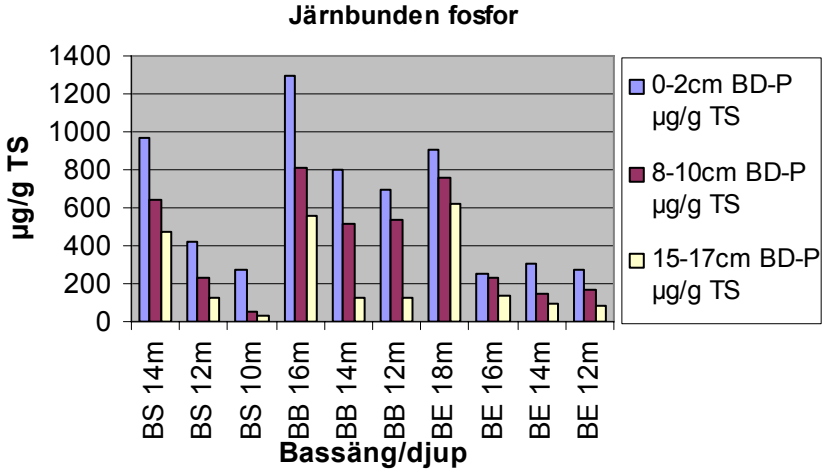
Figur 18 a: Total fosfor mg/g TS plottat mot sediment djup i cm. De olika diagrammen visar de olika provplatserna.



Figur 18 b forts.från föregående sida: Total fosfor mg/g TS plottat mot sediment djup i cm. De olika diagrammen visar de olika provplatserna.

5.1.3 Järnbunden fosfor

Järn och aluminiumbunden fosfor hade det största uppmätta värdet 1987 vid nuvarande punkt BE18, 702 µg P/g, medan dagens värde är betydligt högre med 1220 µg P/g (BD-P och NaOH-P sammanslaget). År 2006 högsta uppmätta värde återfinns vid BB16 med 1740 µg P/g. Med dagens fosforfraktioneringar kan man dela upp Fe- och Al-bundet fosfor och när P är bundet till Al är fosforn stabil. Den järnbundna fosforn visar överlag högre värde i sedimentets ytskikt, för att i de djupare skikten minska (Figur 19). Ytsedimentets järnbundna fosfor var även den största enskilda fraktionen med undantag från BS10, BE16, BE14 och BE12 (Figur 19) där den organiskt bundna fosforn visade ett något högre värde.

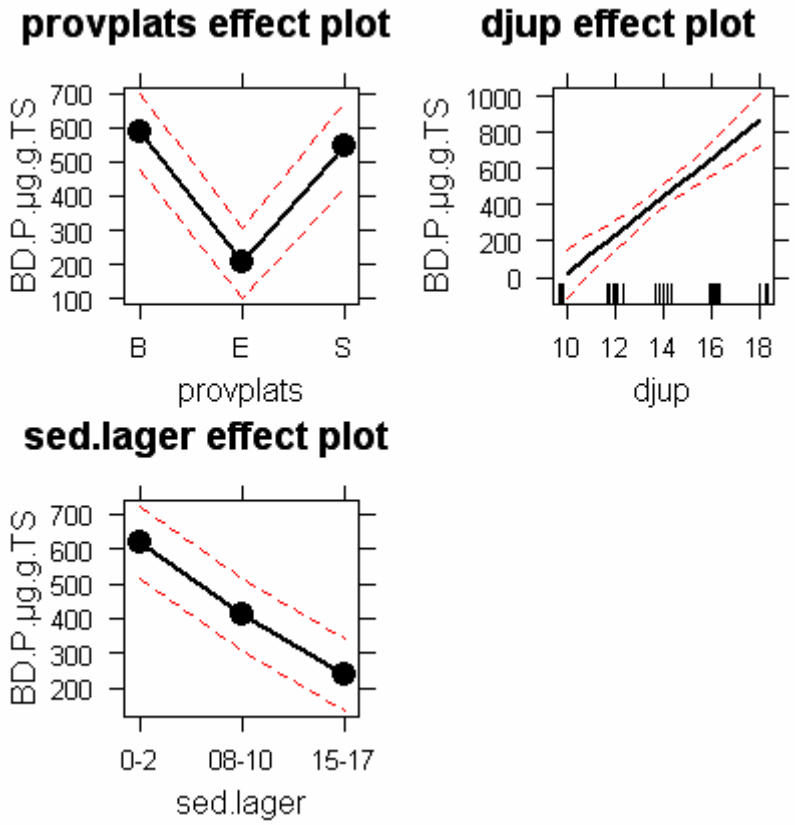


Figur 19: Diagrammet visar den järnbundna fosforn i de olika sedimentlagren.

Den järnbundna fosforn skiljer sig signifikant (***) mellan provtagningsplatserna. Figur 20 visar att BD-P är högst i B (Bornsjöbassängen) och minst i E (Edebybassängen). Vad gäller vattendjupet i förhållande till BD-P är det en mycket stor signifikant (***) skillnad för olika djupen. På det grundaste stället, 10 meter, visar BD-P lägst värden och på 18 meters djup är BD-P halten högst. Skillnaden mellan sedimentlager visar en signifikans (***) för de olika lagren och skillnaden är som störst vid jämförelse mellan sedimentlager 0-2 och 15-17 cm. den statistiska analysen är baserad på den information som redovisas i figur 20.

Järnbunden / provplats, djup, sedimentlager
Respons: BD.P.µg.g.TS

	Sum Sq	Df F	value	Pr(>F)
provplats	803475	2	14.192	**8.552e-05 *****
djup	1216458	1	42.974	**8.839e-07 *****
sed.lager	728431	2	12.867	**0.0001595 *****
Residual	679360	24		



Figur 20: Diagrammet samt ovanstående siffror visar resultatet av en linjär modell och ett anova test på järnhalt/provplats, järnhalt/djup och järnhalt/ sedimentlager vilka alla visar trestjärnig signifikans. Provplats, vattendjup och sedimentlager har stor betydelse för mängden järnbunden fosfor enligt de statistiska analyserna.

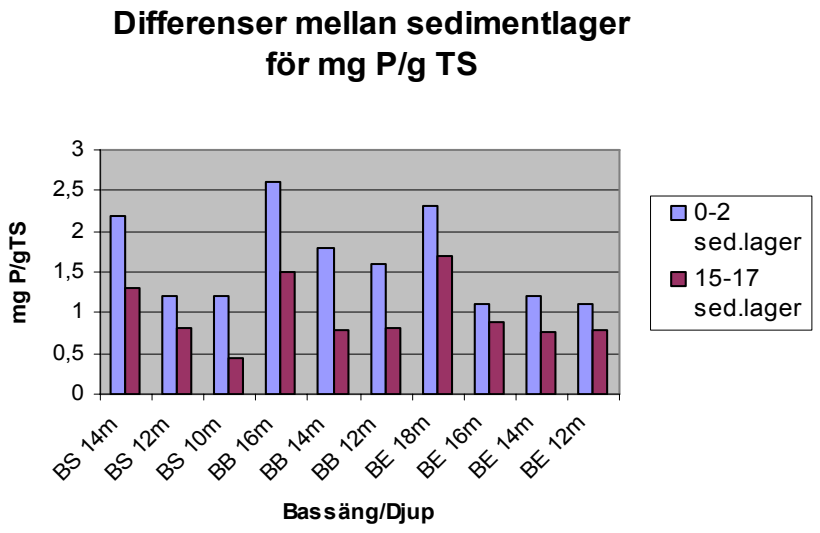
5.1.4 Stabila, inerta och restfraktioneringar

Den fosfor som är bunden till aluminium (NaOH-P) är av stabil form och håller värden kring ca 200 µg P/g, men i de tre djuphålorna BS14, BB16 och BE18 är värdet högre och BE-bassängens djup på 16, 14 och 12 meter är värdena under 80 µg P/g.

Den kalciumbundna (HCl-P) fosforn anses vara inert och så även i detta fall med normala värden mellan 250-350 µg P/g. Vad gäller den organiskt bundna fosforn (NaOH org-P) minskade värdet i förhållande till djupet i sedimentet vilket var väntat. Ytsedimentets värden varierade mellan 400-560 µg P/g. Idag får man förutom org-P ut rest-P (residualfosfor) vilka tidigare var ihopslagna, varför jämförelser mellan dagens värden och 1987 inte går att utföra.

5.1.5 Differenser mellan sedimentlagren

Differensen mellan ytsedimentlagret (0-2 cm) och det djupaste sedimentlagret (15-17 cm) visar i alla sedimentkärnor att totalfosforinnehållet är högre vid ytan än längre ner i sedimentet. En i ögonfallande skillnad syns i Bornsjöbassängen där de två djupaste punkterna BB16 och BB14 visar differenser på över 1,0 mg P/g TS. Även BS 14 uppvisar en stor skillnad mellan sedimentlagren, 0,9 mg P/g TS. (Figur 21)

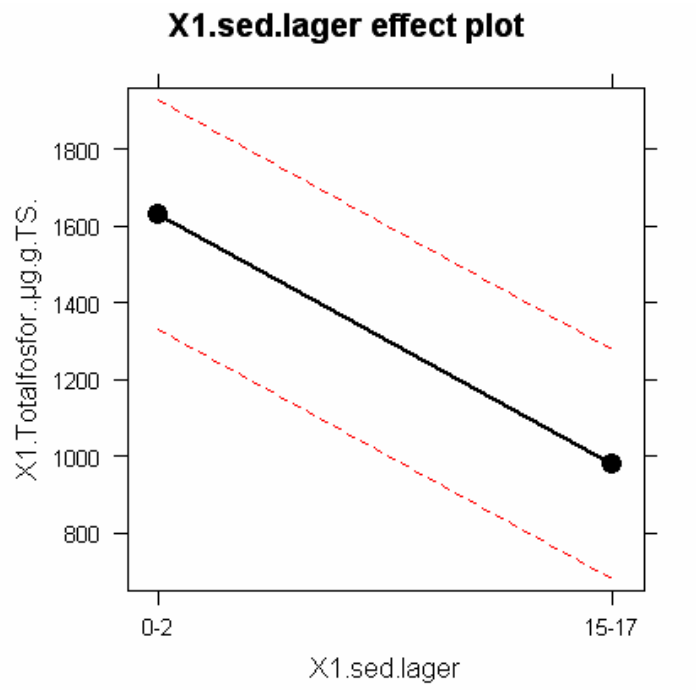


Figur 21: Visar differenser i TP mellan sedimentdjup i de olika bassängerna.

Totalfosforhalten mellan det ytligaste och det djupaste sedimentlagret visar en signifikant skillnad, **0.007643 **** då den understiger det etablerade värdet för signifikans (P > 0,05). Analysen är baserad på den information som redovisas i figur 22.

Tot P / sedimentlager (differenser i sed lager)
Respons: X1.Totalfosfor µg/g TS.

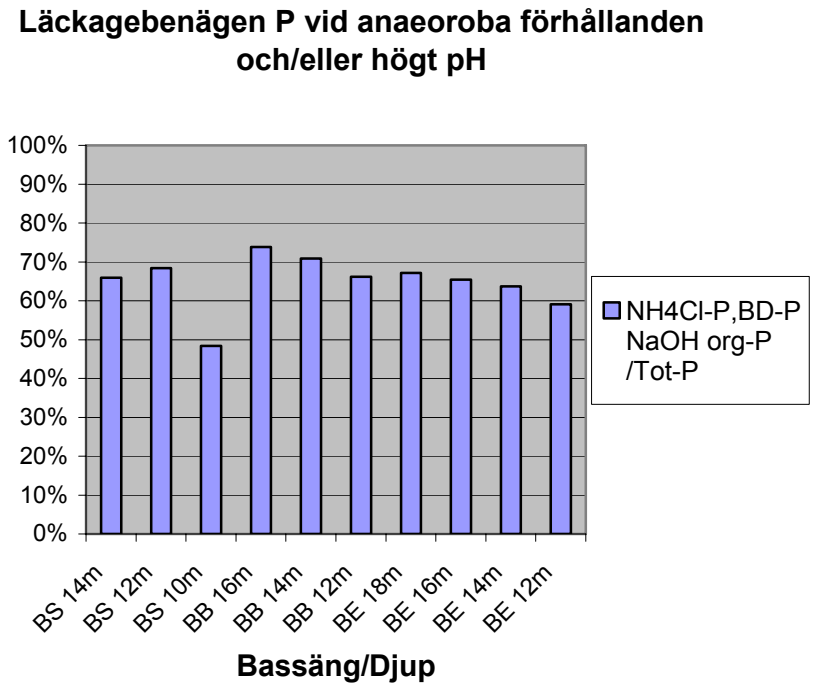
	Sum Sq	Df F	value	Pr(>F)
X1.sed.lager	2112500	1	9.0154	**0.007643 ****
Residual	4217800	18		



Figur 22: Diagrammet samt ovanstående siffror visar resultaten av en linjär modell och ett anova test. Analysernas resultat visar skillnaden mellan sedimentlager 0-2 cm och 15-17 cm vilket är trestjärnigt signifikant.

5.1.6 Läckagebenägen P i %

För att visa mängden rörlig fosfor ska labil fosfor (NH_4Cl-P) räknas ihop med järnbunden fosfor (BD-P) och organiskt bunden fosfor (NaOH-P) samt delas med den totala mängden fosfor som finns i sedimentet. I diagrammet nedan visas det ytligaste sedimentlagret 0-2 cm. Med andra ord finns ytterligare fosfor som eventuellt kan läcka ut beroende på hur djupt ner i sedimentet fosforn finns och hur den är bunden till andra ämnen (Figur 23). Mängden rörlig fosfor som finns i sedimentet är 64,9%, baserat på NH4Cl-P, BD-P och NaOH-org-P. Om man bortser från Bornsjöbassängen där hypolimnionluftaren, vilken bidrar till att upprätthålla en aerobmiljö och hålla fosforn på plats, blir mängden rörlig fosfor 65,6%.



Figur XX; Visar att det finns mest läckagebenägen fosfor i BB-bassängen.

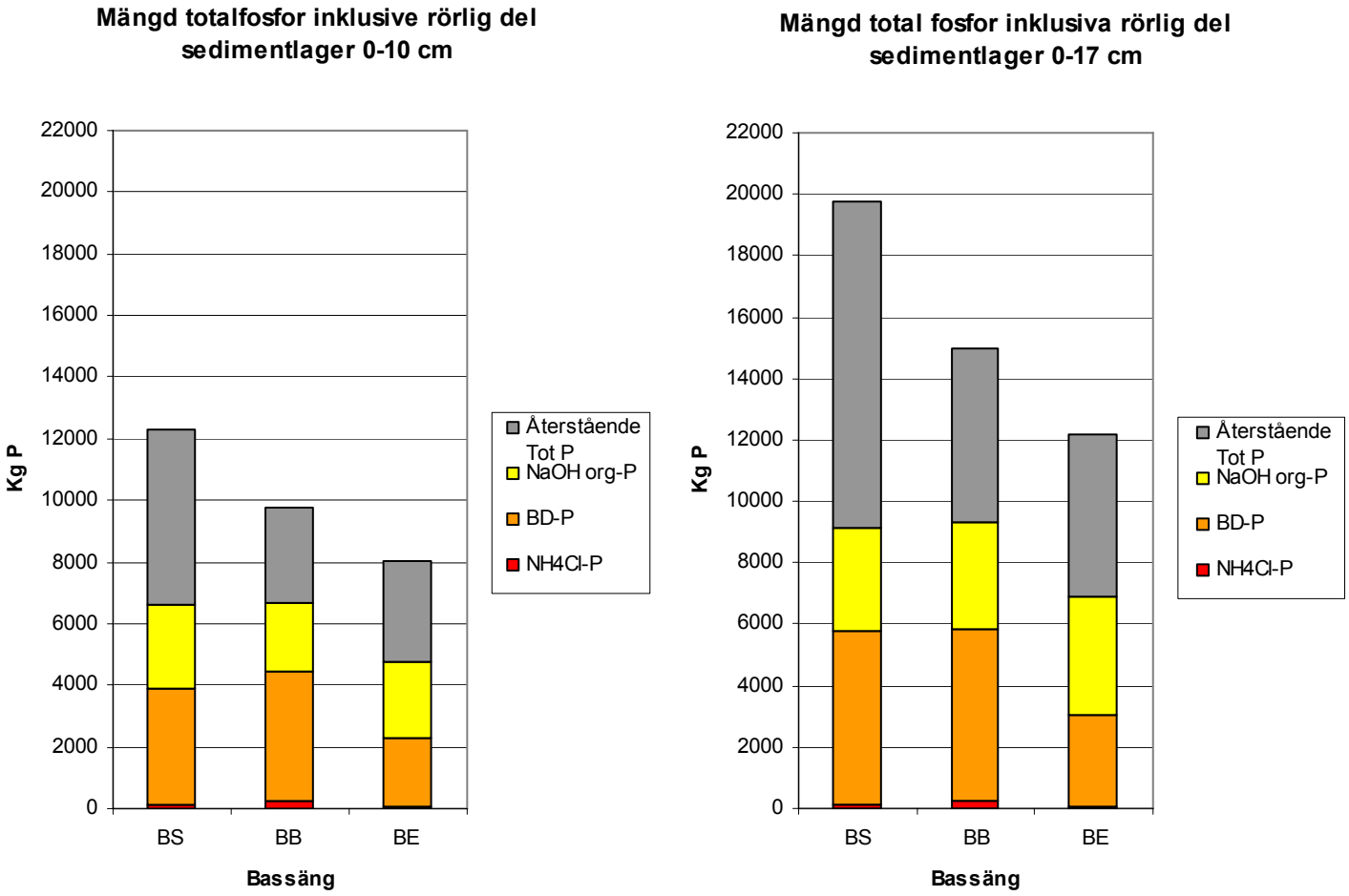
Labil P i förhållande till totalfosfor var i BS12, BS10, BE16, BE14, BE12 under 1% och BS14, BB14, BB12 och BE18 låg alla under 3,5% men ett mycket förhöjt värde mättes i BB16, 7,3% (Tabell 3).

Tabell 3; Visar labil fosfor/ Tot-P i %.

Bassäng	Djup(m)	NH_4Cl-P /Tot-P
BS	14	2,3 %
BS	12	0,9 %
BS	10	0,9 %
BB	16	7,3 %
BB	14	3,1 %
BB	12	1,8 %
BE	18	3,3 %
BE	16	0 %
BE	14	0,3 %
BE	12	0 %

5.1.7 Rörlig del fosfor uträknat i kg (2a)

Mängden totalfosfor i sedimentlager 0-10 cm uträknat i kg (Bilaga 8) visar högst värde i BS-bassängen och lägst i BE-bassängen. Den rörliga delen fosfor bestående av NH_4Cl-P, BD-P och NaOH org-P visar likvärdiga värden i BS-bassängen och BB-bassängen men mindre i BE-bassängen. Vad gäller mängden totalfosfor i sedimentlager 0-17cm skiljer sig alla värdena mer åt än i sedimentlager 0-10 cm. Den rörliga delen fosfor visar högre halter i samma bassänger som sedimentlager 0-10cm gör (Figur 24).



Figur 24: Diagram över total mängd fosfor uppmätt i kg per bassäng (grått fält) samt rörlig del fosfor uppmätt i kg per bassäng (gult, orange och rött fält). I diagrammet reovisas ej residualfosfor och kalciumbunden fosfor då dessa fraktioner ej ingår i uträkningen av mobil fosfor.

Uträkningen av sjöns totalfosforinnehåll i de två översta sedimentlagren (0-2 och 0-10 cm) ger ett genomsnitt för på 7,76 g/m^2 beräknat på djup större än 10 meter. Den rörliga andelen, bestående av NH_4Cl-P, BD-P och NaOH-org-P är 4,64 g/m^2 beräknat på djup större än 10 meter. Högst uppmätt värde återfinns i BB-bassängen (Tabell 4).

Vid uträkning av totalfosfor och rörlig fosfor i sedimentlager mellan 0-17 cm visar totalhalten för hela sjön 12,08 g/m^2 och den rörliga delen på 6,54 g/m^2. Värdena uppdelat per bassäng av totalfosfor visar högst värde, 14,90 g/m^2 i BS-bassängen och lägst, 9,95 g/m^2 i BE-bassängen. Den rörliga delen fosfor uppdelat per bassäng visar högst värde, 7,08 g/m^2 i BB-bassängen och lägst värde, 5,66 g/m^2 i BE-bassängen (Tabell 5).

Tabell 4: Mängd mobilt fosfor g/m^2 samt totalfosfor g/m^2 i Bornsjön uppdelat per bassäng och i genomsnitt för hela sjön, beräknat på djup under 10 m i sedimentlager 0-10 cm.

Bassäng	Mobil fosfor 0-10 cm,g/m^2	Totalfosfor 0-10 cm,g/m^2
BS	4,97	9,26
BB	5,06	7,44
BE	3,89	6,58
Genomsnitt för sjön	4,64	7,76

Tabell 5: Mängd mobil fosfor g/m^2 samt total fosfor g/m^2 i Bornsjön uppdelat per bassäng och i genomsnitt för hela sjön, beräknat på djup under 10 m , sedimentlager 0-17 cm.

Bassäng	Mobil fosfor 0-17 cm,g/m^2	Totalfosfor 0-17 cm,g/m^2
BS	6,89	14,90
BB	7,08	11,40
BE	5,66	9,95
Genomsnitt för sjön	6,54	12,08

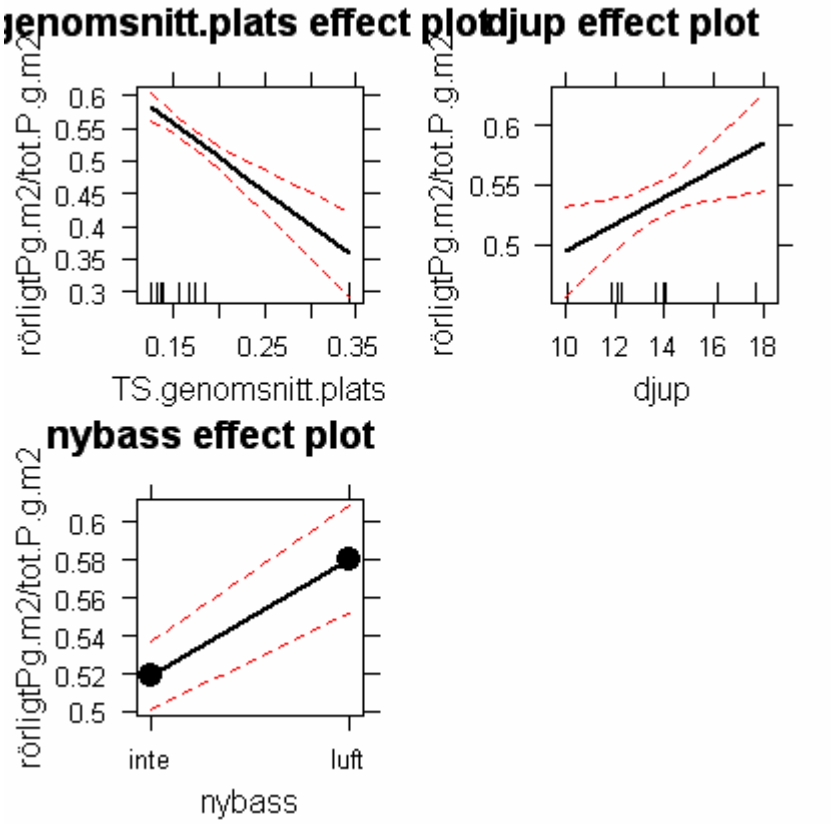
Vid uträknig av mobil fosfor med en densitet tagen från Fagersjövikens provtagningar (Rydin 2005) ökar fosforinnehållet i Bornsjön ytterligare. Densiteten i ytlagret räknas till 102000 g/m^3, mellanlagret till 105000 g/m^3 samt 109000 g/m^{3}för det djupaste lagret. Resultaten blev 6,89 g/m^2 rörligt fosfor och 12,78 g/m^2 totalfosfor i genomsnitt för hela sjön.

5.1.8 Luftningens betydelse i Bornsjön (2b)

För att kunna utreda frågan om luftningen i Bornsjöbassängen är av betydelse har den rörliga delen fosfor på de olika provplatserna delats med totala delen fosfor i g P/m^2 vilket ger en procentuell rörlig del. Dessutom har ett genomsnitt av torrsubstans (TS) per provplats räknats fram och för att det statistiska underlaget skall bli så korrekt som möjligt och därefter jämförs luftad bassäng med inte luftad bassäng. Detta ger ett resultat där TS ((100 subtraherat med vattenhalten) /100) är av signifikant (**) betydelse för mängden rörligt fosfor. Vattendjupet i sjön har en marginell signifikant (.) betydelse för mängden rörlig fosfor, däremot är bassängen av signifikant (*) betydelse för mängden rörlig fosfor (Figur 25). Eftersom det statistiska materialet jämför bassängernas betydelse, jämförs samtidigt även luftningen. Detta innebär att luftningen är betydelsefull för mängden rörlig fosfor i sedimentet.

Rörlig P / Tot P
Respons: rörligtPg.m2/tot.P.g.m2

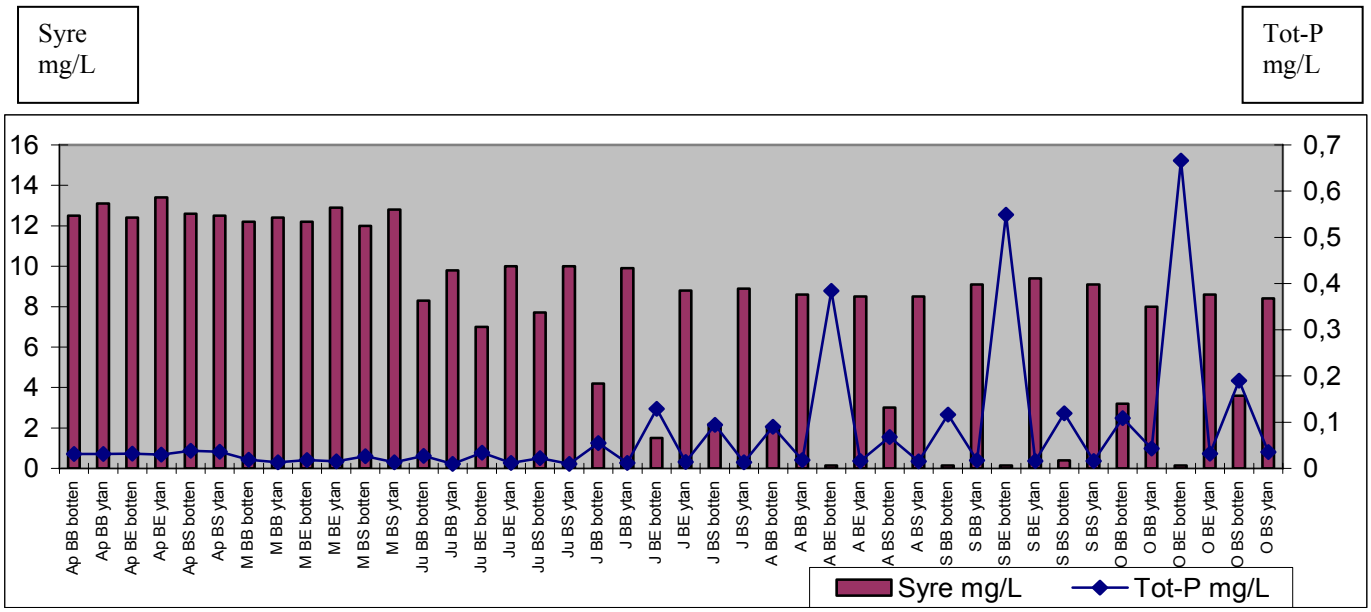
	Sum Sq	Df F	value	Pr(>F)
TS.genomsnitt.plats	0.0160390	1	29.7778	**0.001577 ****
djup	0.0031916	1	5.9255	**0.050869 .**
nybass	0.0063040	1	11.7038	**0.014125 ***
Residual	0.0032317	6		



Figur 25: Diagrammet samt ovanstående siffror visar resultatet av en linjär modell och ett anova test på procentuell rörlig fosfor i förhållande till torrsubstans (TS) i genomsnitt, vattendjup, och inte luftad bassäng/luftad bassäng. Diagram på torrsubstans (TS) i genomsnitt/rörlig fosfor visar en tvåstjärnig signifikans, rörligfosfor/djup visar enbart en marginell signifikans och i diagrammet där den rörliga fosforn testas mot luftad och ickeluftad bassäng är av enstjärnigt P-värde.

5.1.9 Förhållandet mellan syre och totalfosfor i vattenmassan

Diagrammet nedan visar förhållandet mellan syre mg/L och totalfosfor mg/L i vattenmassan, uppdelat i ytvatten och bottenvatten från april till oktober år 2006. Detta visar att från april till och med maj är syrehalten hög i både yt- och bottenvattnet i alla bassänger, det visar också en låg koncentration av totalfosfor under de två månaderna. Under hela juni ses en variation av den fortsatt höga syrehalten mellan yt- och bottenvatten, totalfosforvärdena visar fortsatt låg koncentration. Från och med juli ökar totalfosforvärdena något, fram för allt i BE-bassängen och ytterligare minskade värden för syrehalten uppmäts i bottenvattnet. Augusti, september och oktobers totalfosforvärden skjuter i höjden fram för allt i BE-bassängen men även de andra bassängerna visar höga koncentrationer. Syrehalten minskar dramatiskt i bottenvattnet från och med augusti månad (Figur 26).

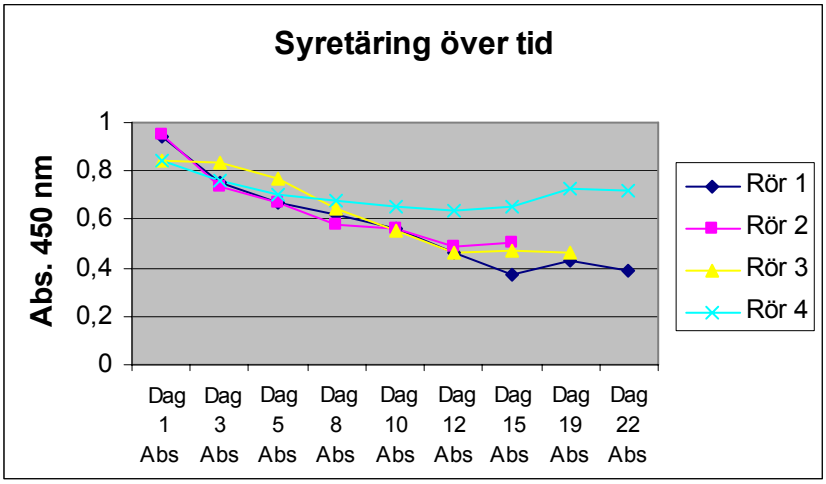


Figur 26: Förhållandet mellan syre mg/L / total P mg/L i vattenmassan Yta/botten från april till okt. Den vänstra Y-axeln visar syrehalt och den högra Y-axeln visar totalfosforhalt.

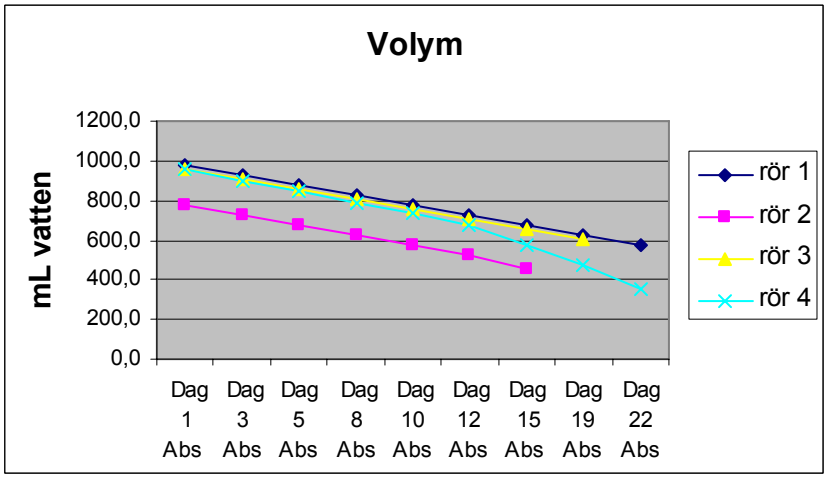
5.2 Fofosfrigörelseförsök

Vid fosforfrigörelseförsöket stod försöksuppställningen i ett kylrum på laboratoriet på Stockholm Vatten där temperaturen varierade mellan 5,2 - 6,5°C under de dagar som försöket pågick. Sjöns yttemperatur var vid provtagningstillfället 6°C och genomsnittstemperatur i sjön var 6,7°C, alltså var sjön omblandad vid provtagningstillfället.
Syretäringen som skedde i rören fram till den 12: e dagen medförde att absorbansen sjönk som förväntat, men i rör 4 sjönk absorbansen mindre från dag 8 (Figur 27). Absorbansen ökade i rör 2, 3 och 4 efter dag 12 och dag 19 sög rör 2 luft och dag 22 även rör 3. Rör 1 är det enda rör som har sjunkit i absorbans bortsett från dag 19 (Figur 27). Vad gäller volymen sjönk den som förväntat stadigt, eftersom provuttaget var detsamma under alla dagar. Fosfatfosforvärdena sjönk stadigt från första dagen fram till dag 8, för att efter det hålla en låg nivå, med undantag av rör 2 och 3 som visar ökande värden dag 12 respektive dag 15 (Figur 29). Ammoniumkväve visar varierande värden, framförallt rör 3. Rör 1, 2 och 4 visar sjunkande värden fram till dag 8 och därefter fortsatt låga värden med undantag från rör 1 som har ett förhöjt värde dag 12 (Figur 30). Nitrit + nitrat värdena visar till en början något ökande värden för att sedan minska (Figur 31). Kiselvärdena är onormalt höga och ökar stadigt i förhållande till antal dagar försöket pågick. Dessa höga värden beror till stor del på de akvariestenar som användes i försöket för att undvika att sediment virvlades upp då vattnet cirkulerade i uppställningen (Figur 32). De höga kiselvärdena i försöksuppställningen ledde till att ett diagram togs fram för att kontrollera kiselhalterna i vattenmassan. I diagrammet ses relativt höga värden i BS12 och i BE-bassängen (Figur 33).

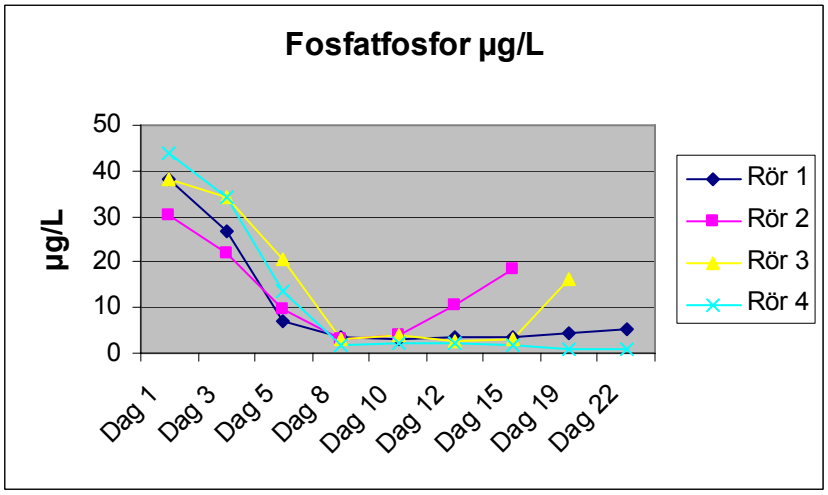
Resultaten från XRF-metoden vad gäller aluminium och järn visar ett sjunkande värde med utgångspunkt från prov 1 (intill luftaren) och ICP-AES- metodens värden tyder på samma resultat. Fosformängden uppmätta med de båda metoderna visar inget mönster på sjunkande eller ökande värden i förhållande till luftaren.



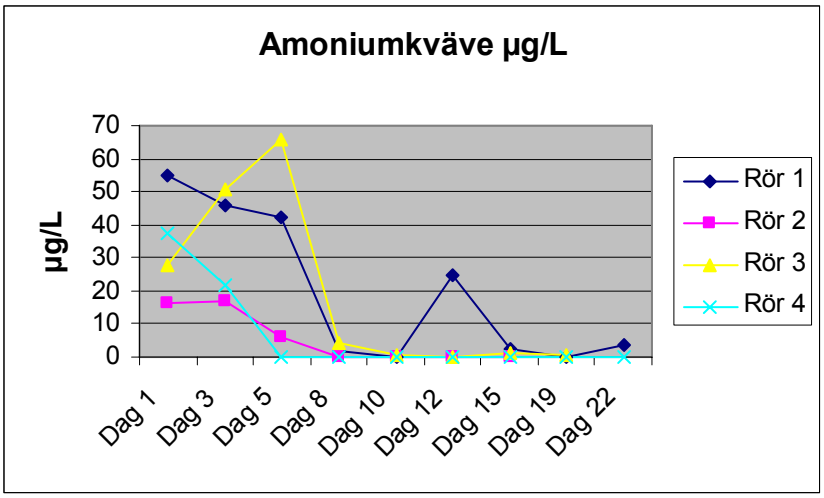
Figur 27: Visar absorbansvärden fram till den 22:e dagen.



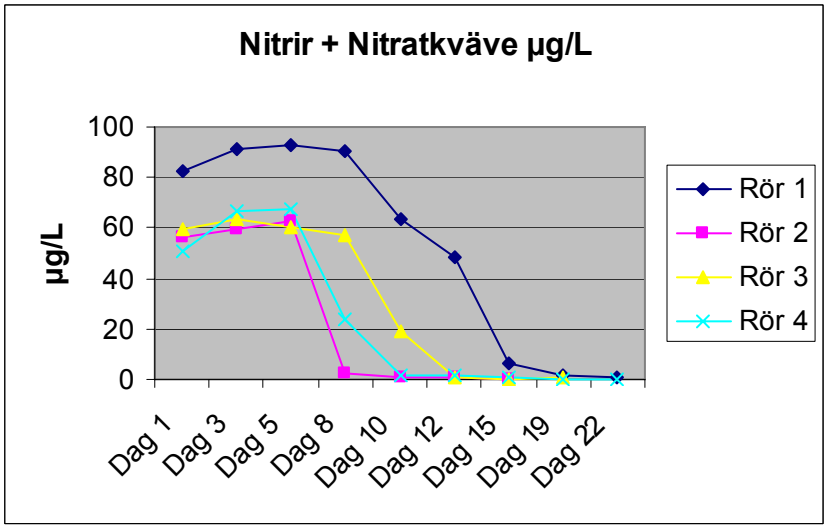
Figur 28: Volymen av vattenpelaren ovanför sedimentet är uträknad m h a $r^2 * \pi *$ höjden i cm = volym i mL.



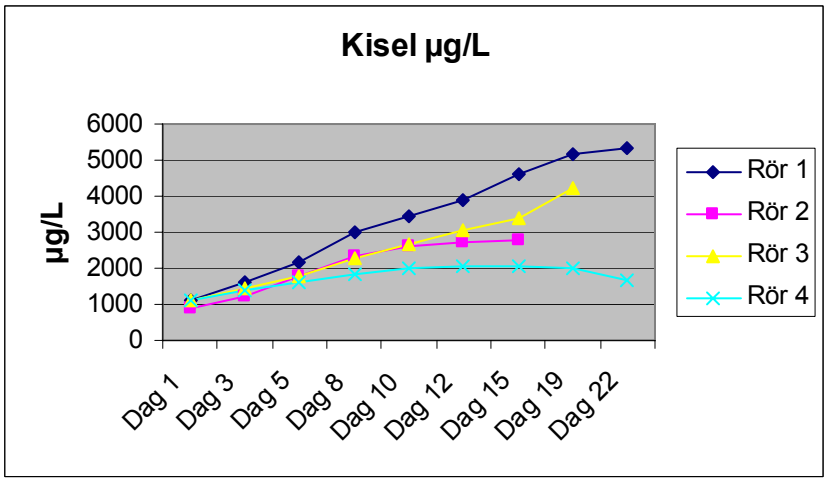
Figur 29: Visar mängd fosfatfosfor µg/L i de olika rören.



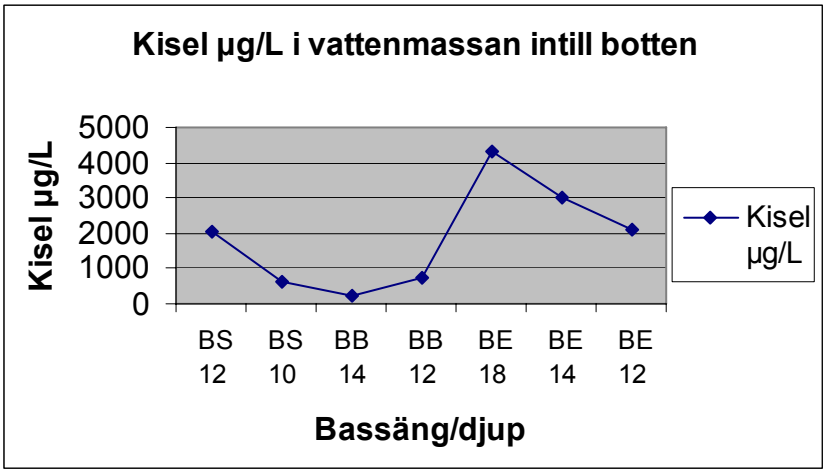
Figur 30: Visar mängd ammoniumkväve µg/L i de olika rören.



Figur 31: Visar mängd nitrit + nitrat kväve µg/L i de olika rören.



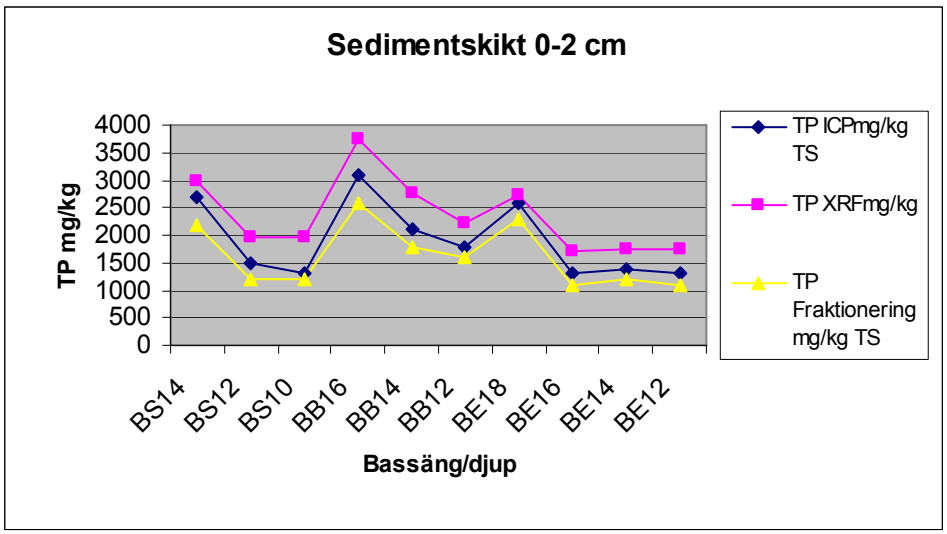
Figur 32: visar kisel µg/L i de olika rören.



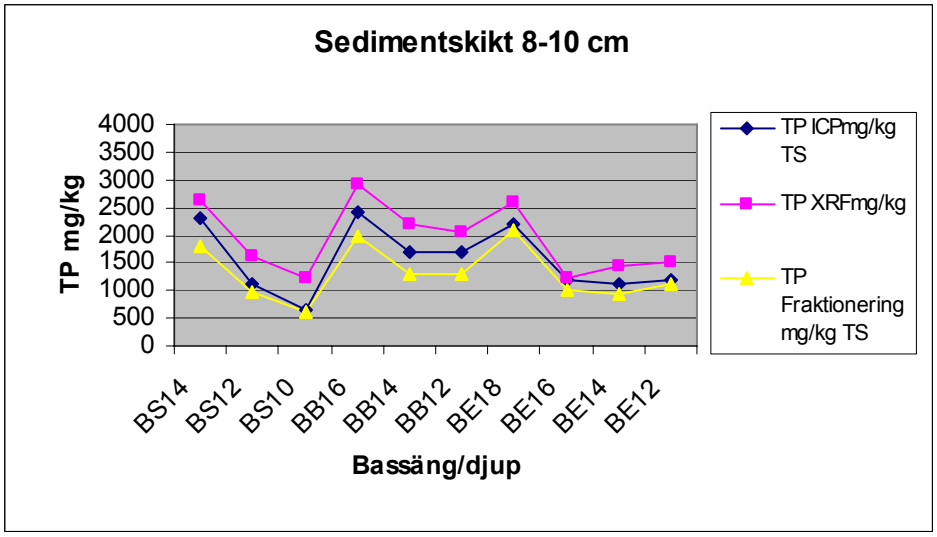
Figur 33: Diagrammet visar mängden kisel i vattenmassan intill botten i de olika bassängerna. Kiselhalterna toppas i Edebybassängen djupaste punkt där det är mindre syre.

5.3 Metodjämförelse (3)

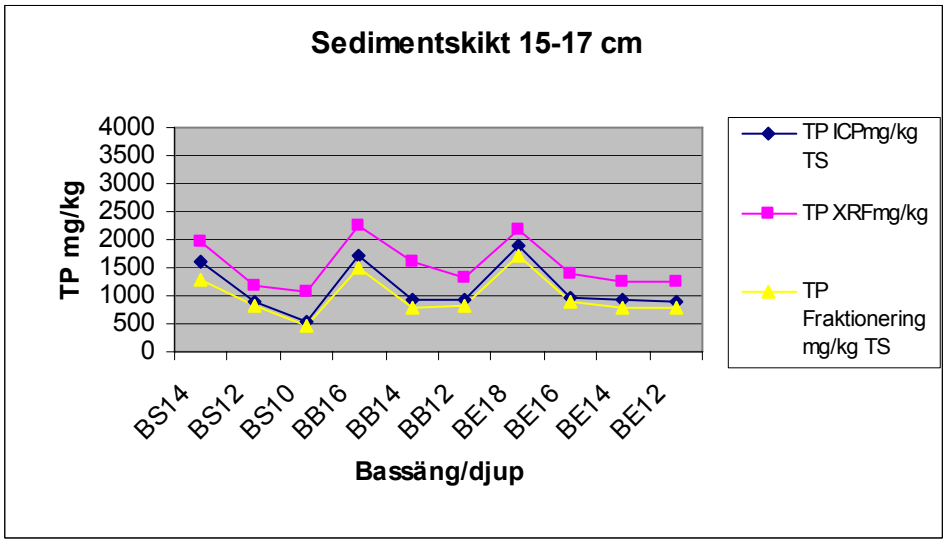
En metodjämförelse mellan ICP-AES, XRF och fosforfraktionering kan enbart göras mellan värdena på totalfosfor då ICP-AES och XRF enbart mäter totalinnehållet av olika ämnen i sedimentet. Totalfosfor i en sjö informerar bara om hur mycket fosfor som finns i botten och inte i vilken form, man kan då inte utreda vad fosfor mängden beror på, bara att det finns en viss mängd fosfor i bottensedimentet. Det som syns i metodjämförelsen är att de olika metoderna ligger relativt lika men att XRF-metoden genomgående ligger något högre i förhållande till ICP-metoden och särskilt fosforfraktioneringsmetoden (Figur 34, 35, 36). Vilken metod som ger ett korrekt värde är okänt.



Figur 34: Metodjämförelse mellan ICP, XRF och fosforfraktionering i ytligaste Sedimentskiktet



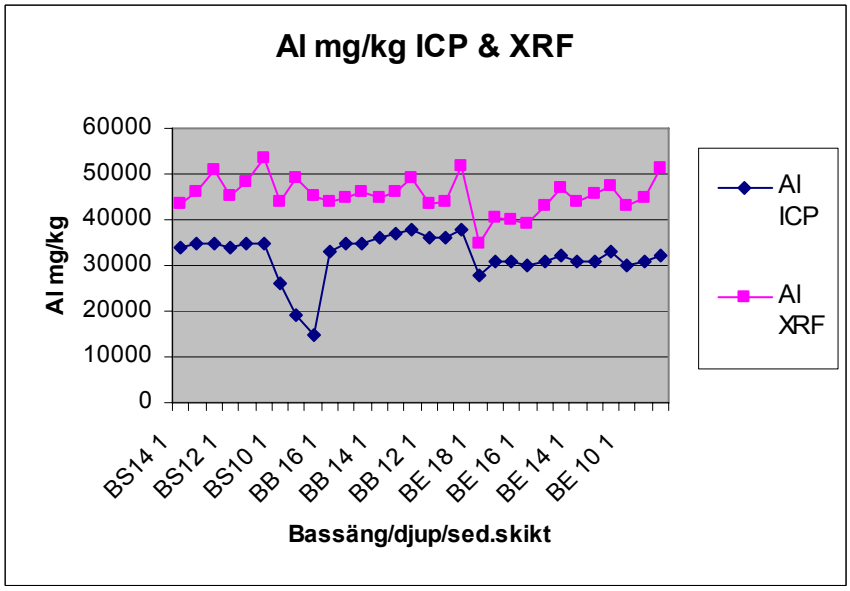
Figur 35: Metodjämförelse mellan ICP, XRF och fosforfraktionering i mellersta sedimentskiktet



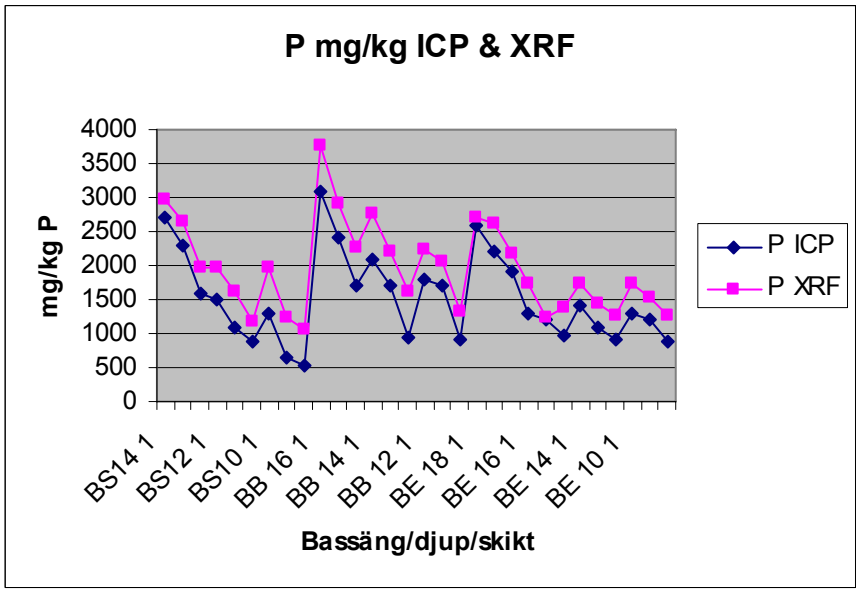
Figur 36: Metodjämförelse mellan ICP, XRF och fosforfraktionering i djupaste sedimentskiktet.

5.3.2 En metodjämförelse mellan ICP och XRF

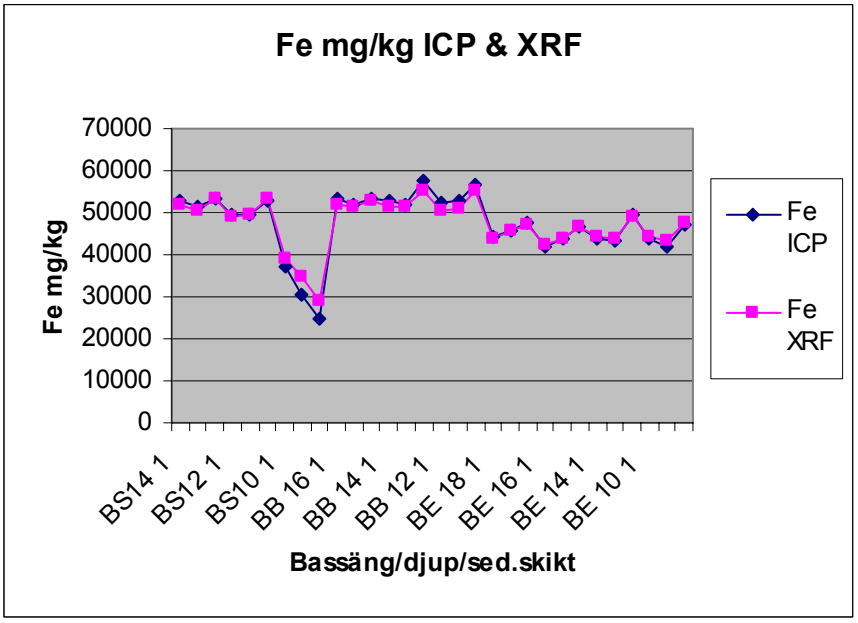
Jämförelsen visar att metoderna skiljer sig åt beroende på de uppmätta materialens massa. För aluminium som är det lättaste skiljer sig resultaten mest mellan de två metoderna. Fosfor som är något tyngre följer resultaten varandra bättre vid jämförelsen mellan metoderna. Järn som är det tyngsta ämnet i undersökningen visar nästintill perfekt överensstämmande mellan metoderna. För att jämförelse skulle kunna vara möjlig har resultat av ICP och XRF analyserna beräknats så att de har samma enheter (Figur 37, 38, 39).



Figur 37: Visar aluminiumhalterna i Bornsjön och en jämförelse mellan mätmetoderna ICP och XRF.



Figur 38: Visar totalfosforhalterna i Bornsjön och en jämförelse mellan mätmetoderna ICP och XRF.



Figur 39: Visar järnhalterna i Bornsjön och en jämförelse mellanmätmetoderna ICP och XRF.

6 Tolkning och diskussion

6.1 Fosfor i vattenmassan

Fosforvärdena i vattenmassan visade inte på någon större skillnad från år 2004 till 2006. Värdena mellan år 1987 och 2006 visade en större skillnad, framför allt värden tagna under hela säsongen, värdet för 1987 var 7,66 µg P/L högre än år 2006. Då Bornsjön är en reservvattentäckt hade dricksvattenkungörelsen slvfs 1993:35 en betydelse fram till år 2004, då ett krav på 0,50 µg /L P som högst i råvatten fanns, men i dagens läge finns inga föreskrifter vad gäller mängd fosfor i råvatten (muntlig kommunikation Hedenberg Gullevi). Bornsjöns fosforvärde i vattenmassan har sjunkigt under dessa 20 år. Minskningen som skett fram till idag kan bero på många anledningar såsom åtgärder i sjön. De ökade halterna av fosforvärdena kan ha påverkats av en ökad externbelastning. Värden i denna rapport jämförs över en 20-årsperiod.

6.2 Fraktionering

6.2.1 Vattenhalt

Den varierande vattenhalten i Bornsjöns sediment påverkas av vattendjupet och sedimentetdjupet. De prover som visade halter kring 90 %, alla prover med undantag från BS 10 som anses vara en transportbotten (muntlig kommunikation Rydin Emil), är av ackumulationsbottenkaraktär. Detta innebär att djupet i sjön är avgörande för vattenhalten, det vill säga att i ackumulationsbottnar finns det mer finkornigt och organiskt material och följaktligen blir bottnarna oftare syrefria. Att dessa bottnar ligger på ett större vattendjup innebär det att sedimentationsmiljön är lugnare. Statistiskt har vattenhalten prövats mot provplats, vattendjup och sedimentdjup. Provplatsen visar på marginell signifikant betydelse medan vattendjup och sedimentdjup visar signifikanta värden. Vattenhalten är olika beroende på var och hur djupt provet är taget i sedimentet. Vattenhalten sjunker i sedimentkärnan ju djupare ner i sedimentet provet tas vilket beror på kompaktion från överliggande sediment.

6.2.2 Fosforfraktioneringar i sedimentet

Totalfosfor i sedimentet visade det högsta värde i BB16 vilket tyder på att det ackumulerats mest fosfor i denna djuphåla. Ackumuleringen har orsakats av att i denna bassäng står hypolimnionluftaren på ett djup av 14 m och provtagningsplatsen på 16 m vattendjup med det högsta värdet är belägen en knapp kilometer därifrån. Detta innebär att luftningen tillsammans med det fallande djupet kan påverka fosforhalterna inom ca en kilometer i radie. Vid jämförelse med 1987 års totalfosforvärden har det skett en ökning vilket ytterligare understryker hypolimnionluftarens påverkan. En minskning av totalfosforvärdet uppmättes i BE-bassängen och siffrorna tyder på att utpumpningsförsöket (Lännergren 2005) trots allt kan ha varit en liten framgång beträffande totalfosforhalterna. Ökningen som skett i BS14 kan bero på att tillflödena till sjön mestadels rinner genom jordbruksmark och att denna bassäng är recipient för en stor areal av nederbördsområdet (Figur 13) inkluderat de mest näringsrika dikerna från Eksättra/Ladvik och Salem. Ökningen kan också bero på ökad nederbörd (Bernes 2001) under de senaste åren och i och med det ett ökat tillflöde till sjön innehållande näringsrika ämnen såsom fosfor. Vid statistiska undersökningar om det vaga mönstret i Bornsjön vad gäller de olika sedimentkärnornas fosforinnehåll i de olika lagren och deras samband visar resultatet signifikanta värden för provplatsen och djupet. Interaktionen mellan provplats: sedimentlager visar en tendens till signifikant värde och detta kan tolkas som att förändringen mellan de olika sedimentkärnorna (och då också provplatserna) inte är signifikant olika. Detta kan medföra att ett prov med fler sedimentlager, ex. 10 lager, tas som

kan representera hela sjöns sedimentprofil och att fler ytsedimentprover tas, där de djupare sedimentlager hänvisas till det första provet som tagits där fler sedimentlager finns representerade. Detta gäller dock just för Bornsjön.

Vid fosforfraktioneringen som skedde år 1987 utvanns järn och aluminiumbunden fosfor tillsammans och vid jämförelse av dessa siffror med dagens hopslagna järn och aluminium värden ses en markant skillnad. Det högsta uppmätta värde år 1987 fanns i BE18 medan 2006 års högsta värde återfinns vid BB16 (Figur 19). Differensen åren emellan är dessutom på ca 1000µg P/g och ökningen i BB-bassängen har sannolikt med luftningen att göra. Vad gäller den järnbundna fosforn år 2006 visar den höga värden i ytsedimenten framför allt i BB16 och BS14. Detta faktum innebär att i de djuphålor där den järnbundna fosforn visar som högst värden är också möjligheten till anaerobi stor och därmed fosforfrigörelse till vattenmassan. Vid statistiska analyser visar provplatsen, djupet och sedimentlagret signifikanta värden i förhållande till den järnbundna fosforn. Statistiskt understryker detta att då syrefria förhållanden bildas i de djuphålor där den järnbundna fosforn finns, kan fosfor frigöras. Då det statistiskt också är bevisat att den järnbundna fosforn finns framförallt i ytsedimentet är självutlösande fosfor under anaerobi ett faktum (Figur 20).

De olika fraktioneringarnas mängder varierar både i förhållande till djupet i sjön och djupet i sedimentet (Figur 15, 16, 17). Den löst bundna fosforn (fosfatfosfor) visar i BB16 mycket höga värden, över 7 % av totalfosforhalten i ytsedimentet. Värden kring 5 % är höga (Kvarnäs Hans et al. 1998) och eftersom denna typ av fosfor är lätttillgänglig för vattenmassan via bioturbation och diffusion (Rydin 2005) innebär den höga halten en stor potentiell källa till ökad fosforhalt i vattenmassan. Även BE18 visade ett högt värde som kan påverka fosforhalterna i vattenmassan. Den aluminiumbundna fosforn visar relativt höga värden i alla bassängers djupaste punkter, men då denna är stabil innebär det ingen risk för ökad mängd fosfor i vattenmassan (muntlig kommunikation Rydin Emil). Kalciumbunden fosfor anses vara inert vilket innebär att även denna fraktion kan räknas bort från frigörelseprocessen av fosfor. Den organiskt bundna fosforn visar en relativt hög halt av fosfor i alla sedimentlager, framför allt på de större djupen och i hela BE-bassängen (Figur 14). Detta understryker att ackumulationsbottnar håller en hög halt av organiskt material. I många av provpunkternas sedimentkärnor var residualfosforn negativ. Residualfosfor räknas fram genom att addera de extraherade identifierade fraktioneringarna och subtrahera dessa från totalfosfor. Att residualfosforn i vissa sedimentkärnor är negativ kan tyda på att totalfosforn var undervärderad eller att någon eller flera av de utvunna fraktionerna var överdimensionerad (Rydin 2005). Detta bör tas i beaktning då residualfosfor också kan innehålla visst organiskt inslag (rörlig del) och att resultaten kan bli feltolkade om totalfosfor är överdimensionerad.

6.2.3 Differenser i sedimentlager

Fosfor bäddas in i sedimenten och blir mindre och mindre tillgängligt för frigörelse till vattenmassan. Skillnaden mellan sedimentlagren 0-2 cm och 15-17 cm visar i en statistisk undersökning signifikant värde, detta innebär att totalfosforhalten sjunker i förhållande till djupet i sedimentet (Figur 21). Ju djupare ned i sedimentet ett prov tas desto mindre fosfor finns tillgängligt för frigörelse.

6.2.4 Läckagebenägen P i %

Hela sjön har en hög halt av rörlig fosfor, 64,9 % i genomsnitt i en procentuell överslagsräkning. Högsta halten av rörlig fosfor i % återfinns i BB16 och BB14, detta beror på att hypolimnionluftaren står placerad i denna bassäng. Resultatet av denna uträkning innebär samtidigt att om luftningsaggregatet skulle gå sönder eller stannas av andra skäl under en period då syrehalten på botten är låg eller obefintlig, finns det mest fosfor som kan frigöras

från sedimentet i denna bassäng. De andra provpunkterna i Bornsjön med undantag från BS10 har även de hög halt av rörlig fosfor i %.

Den labila fosforn omräknat i % i förhållande till totalfosfor visade ett mycket förhöjt värde på 7,3 % på provplats BB16 och denna fosfor är mycket lättillgänglig för vattenmassan via transportprocesser av olika slag. Återigen ger detta en indikation på att luftningen har betydelse för mängden totalfosfor och även vikten av fortsatt luftning av denna bassäng.

6.2.5 Rörlig del fosfor i kg

Uträkningar av den rörliga delen fosfor gjordes först på 0-10 cm och sedan på hela sedimentkärnans djup 0-17cm, detta för att kunna jämföra fosforfrigörelsens hastighet genom sedimentet. Då uträkning av den rörliga delen fosfor visar högst värde i BS-bassängen och lägst värde i BE-bassängen, vilket ger en annan bild än rådata visar (Figur 24). Analyseras resultaten vidare visar det sig att vattenhalten i de olika sedimentlagren och på de olika provplatserna var av betydelse då TS (torrsubstans av sedimentet, motsvarande vattenhalt) finns med som en parameter i beräkningsuppställningen. BS-bassängens höga totalfosforvärde i sedimentet kan bero på att merparten av tillrinningsområdets utflöden mynnar i BS-bassängen. Jordbrukets utbredning är också som störst runt just denna bassäng (Tabell XX). BS-bassängen har den största arealen och är grundast, vilket gör att i denna bassäng finns en stor andel transportbottnar. Skillnaden mellan de olika uträkningarna 0-10 cm och 0-17 cm visade enbart en ökad mängd fosfor i 0-17 cm och samtidigt en ökad skillnad mellan provplatserna (Figur 24). Vid första provtagningstillfället beräknas det att finnas ca 25 300 kg rörlig fosfor i hela Bornsjön av den totala fosformängd bestående av ca 46 900 kg. Då den största delen rörlig fosfor består av järnbunden fosfor är sannolikheten för läckage av fosfor mycket stor i de djupare delarna av Bornsjön. Även den organiska delen fosfor som ingår i den rörliga delen är stor, beroende på vilka organiska fosforformer som dominerar i sedimentet är fosforn olika rörlig (Pettersson 1987). Dessutom påverkas rörligheten beroende på var materialet är producerat, är det tillverkat i sjön är rörligheten större då fosforn omlagras i sedimentet (Pettersson 1987).
Uträkningen av den rörliga delen fosfor och den totala mängden fosfor som finns i Bornsjön vid det aktuella tillfället (2007-10-17) resulterade i, 6,54 g/m^2 rörligt fosfor (mobilt fosfor) och 12,08 g/m^2 totalfosfor. Med hänvisning till nedannämnda sjöars uträkningar antas sedimentdjup 0-17 cm med en antagen sedimentdensitet på 1 000 000g/m^3 som möjligt för frigörelseprocessens av fosfor. Om densiteten räknas med samma siffror som från Fagersjövikens provtagningar (Rydin 2005) blir den rörligt fosforhalten (mobilt fosfor) 6,89 g/m^2 och 12,78 g/m^2 totalfosfor i Bornsjön. Den antagna densitetssiffran på 1 000 000 g/m^3 (muntlig kommunikation Rydin Emil) kan dock påverka siffrornas riktighet. Uträkningar med Fagersjövikens densitetsvärden kan vara mer rättvisa men då provtagningar vad gäller densitet i Bornsjön inte gjordes vid denna studie antogs den antagna densiteten som den korrekta.

Detta resultat kan jämföras med sjön Erken i Norr Malma, Norrtälje, som har en yta på 24 km^2 (Bornsjöns 6,7 km^2) med ett medeldjup är på ca 9 meter och ett maxdjup på 21 meter (Malmaeus 2000) vilket liknar Bornsjöns djup. Omsättningstiden för vattnet i Erken är 7 år jämfört med Bornsjöns 6,5 år (Lännergren 2005). Erkens potentiella mobila fosfor uppgår till 5 g/m^2 räknat på 30 cm sedimentdjup (Rydin 2000). Fagersjövikens (Huddinge kommun) mobila del fosfor uppgår till 5 g/m^2 räknat på 20 cm sedimentdjup (Rydin 2005). Långsjön som ligger mellan Stockholms och Huddinge Kommun har en potentiell mobil fosforhalt i sedimentet på 9 g/m^2 under 2,5 meters djup (Rydin 2006). De två sistnämnda sjöarna är grundare än Bornsjön men närheten mellan de tre sjöarna gör jämförelsen relevant, dock ser områdena kring sjöarna olika ut såsom avlopp, vägar och mängd jordbruk och detta påverkar naturligtvis halten fosfor i både sediment och vattenmassan.

BB-bassängen är den som läcker mest fosfor i förhållande till totalmängd fosfor, ca 62%, BE-bassängen har en mobil halt på ca 57 % i förhållande till total mängd fosfor och i BS-bassängen som innehåller mest totalfosfor läcker det minst i förhållande till den totala mängden fosfor, ca 46 %. Detta innebär att Bornsjön vid det aktuella tillfället har en hög fosforhalt i sedimentet med tanke på att sjön ska kunna nyttjas som vattenresurs om Mälarens vatten blir obrukbart.

Statistiskt kan konstateras att vattenhalten är av signifikant betydelse för den rörliga delen fosfor, att vattendjupet är nästintill signifikant och att luftningen av BB-bassängen är av signifikant betydelse. Den statistiska bevisningen understryker att luftningen av BB-bassängen bör fortsätta. Vid luftningen ackumuleras det mer fosfor i sedimentet vilket resulterar i en förlängd eventuell återhämtning av sjön, men samtidigt har man kontroll på fosforn så att den inte läcker ut i Mälaren eller Östersjön vilket får anses som positivt.

6.2.6 Förhållandet mellan syre och totalfosfor i vattenmassan

Analyser av syrehalt och totalfosforhalt i vattenmassans yt- och bottenvatten under år 2006 i Bornsjön visar en ökning av totalfosforhalten då syrehalten sjunker i bottenvattnet (Figur 26). Dessa värden visar att hypolimnionluftaren bör startas som senast i juli månad och vara igång fram till den totala höstomblandningen i november. De höga fosforvärdena i BE-bassängen visar att luftningen i BB-bassängen har positiv inverkan på fosforhalten i bottenvattnet. I BS-bassängen som är grundare når syret inte så låga halter som BB- och BE- bassängerna.

6.3 Fosforfrigörelseförsöket

Fosfatfosforns kurvor där fosfaten sjunker fram till dag 8 kan tolkas som att fosforn sedimenterar ned till sedimentet och eventuellt binds upp i olika fosfatkomplex. Efter dag 12 i rör 2 och dag 15 i rör 3 ökar mängden fosfatfosfor vilket kan bero på att vid dag 12 har syrehalten minskat i rören så pass mycket att fosfatfosforn utlöses under dessa förhållanden (Figur 29). Vad gäller resultaten från analyserna av ammoniumkväve och nitrit+ nitratkväve kan de tolkas som att en denitrifikation skett och från dag 5 då ammoniumkvävet börjar övergå till nitrit- och nitratkväve (Figur 30, 31). Att kiselvärdena i fosforfrigörelseförsöket är onormalt höga och dessutom ökar under försökets gång beror på att de akvariestenar som användes i försöket innehöll silikater. Dessa silikater frigjordes till vattenpelaren ju längre försöket pågick och påverkade på så vis resultatet. Möjlig påverkan på de övriga provresultaten går inte att utesluta. Då kiselvärdena i fosforfrigörelseförsöket gav onormalt höga värden analyserades kiselvärden i bottenvattnet i sjön och dessa visar relativt höga värden i BS12 och BE-bassängen (Figur 33). Tidigare studier (Tallberg 2000) visar att då kiselalgers skal upplöses frigörs även lösligt fosfor och en efterföljande tävlan mellan silikat- och fosfatanjoner bildas.

Enligt tillverkaren Europet Bernina International B.V., i Nürnberg, Tyskland är akvariestenen gjord av sand och lim. Sanden innehåller silikat som är en kemisk förening av kisel och syre. Kiseloxid är normalt en form av mineralet kvarts och den innehåller alltid en liten mängd kiselsyra, men är den mest stabila formen av silikater. Silikonolja antas vara inert men kan ha påverkat kiselproverna. Dessa två eventuella kiselkällor kan vara orsaken till de förhöjda kiselvärdena.

Resultaten från ICP och XRF analyserna visar inget användbart mönster vad gäller fosfor i förhållande till hypolimnionluftaren. Detta beror förmodligen på försökets upplägg och ett bättre resultat skulle ha uppnåtts med fler sedimentprover tagna i flera cirklar med olika avstånd från hypolimnionluftaren. De högre halter av järn och aluminium som uppmättes intill luftaren skulle kunna användas av fosforn i sedimentet. Detta antagande kan göras på grund av att ICP och XRF enbart mäter de enskilda ämnen som finns i sedimentet vilket betyder att det finns aluminium och järn kvar i sedimentet som kan binda fosforn.

6.4 Metodjämförelse

I metodjämförelsen mellan de tre olika metoderna ICP-AES, XRF och fosforfraktionering var enbart totalfosforvärdena möjliga att jämföra, då ICP och XRF enbart mäter totalhalter. Jämförelsens resultat var tillfredsställande då de olika metoderna följer varandra relativt väl (Figur 34, 35, 36). För att utvärdera metoderna mer ingående bör en fackman med god kännedom om de olika maskinernas arbetssätt anlitas. Fosforfraktioneringens resultat har använts vid uträkningar och därmed även antagits som det korrekta värdet i denna undersökning. Då totalfosforhalten i en sjös sediment enbart talar om hur mycket fosfor som finns i det aktuella provet föredrogs fosforfraktionering i denna studie eftersom den rörliga delen fosfor inte kan räknas fram från ICP- AES – eller XRF – metoderna.

För att bekräfta metodernas säkerhet har en jämförelse gjorts mellan de olika ämnen som analyserades i de sediment kärnor som provtogs under den första sedimentprovtagningen med tio provplatser i Bornsjön. Detta visar att beroende på atommassans tyngd varierar resultaten mellan de olika metoderna mer eller mindre. Då aluminium är den lättaste metallen som går att mäta med ICP- och XRF-metoderna visar den största variationen (Figur 37). Fosfor har en något tyngre atommassa än aluminium och visar en något mindre variation mellan metoderna (Figur 38). Skillnaden metoderna emellan vad gäller järn, som är ett tungt ämne i dessa sammanhang, är nästan obefintlig (Figur 39). Dessa jämförelser leder till frågan, hur mycket det får skilja mellan olika metoder? I en undersökning skall enbart en metod stå till grund för resultaten som bearbetas för att på detta sätt undvika eventuella felkällor. Vikten av att använda samma mätmetod under långa perioder, ger ett säkrare och mer noggrant analyseringsunderlag, ett byte av mätmetod skulle innebära osäkerhet i resultaten. Vid t.ex. miljöövervakning är långa mätperioder med samma metod nödvändig.

6.5 Åtgärder för sjöar med höga halter av fosfor och kväve

För att ge en sjö en hållbar utveckling och skapa möjligheter för att minska höga halter av fosfor, bör man se över alla faktorer som påverkar hela avrinningsområdet. Att anlägga fler våtmarker för att på ett miljövänligt sätt ta hand om och fixera kväve- och fosfor-läckage, samtidigt som utmärkta biotoper skapas för många arter t.ex. salamandrar, grodor, insekter och många fåglar. Dessa biotoper skulle på samma gång fungera som en högprioriterad rekreationspunkt och är bra för den biologiska mångfalden. Med hjälp av dessa våtmarker kan både kväve och fosfor fastna i våtmarken på grund av att de sedimenterar och assimilerar där. Vid assimileringen tas fosfor och kväve upp av växterna och för att de inte skall återbördas kan man skörda våtmarken vartannat år. Kanske kan dessa skördade våtmarksväxter återanvändas i det ekologiska jordbruk som redovisas nedan.

För att komma till rätta med externbelastningen från de näringsrika vattendrag som flyter genom jordbruksmarken i avrinningsområdena, kan man erbjuda berörda bönder att mot ersättning bedriva ett ekologiskt jordbruk där tillsatser av konstgödning utesluts och ersätts av mer ekologiska metoder som växelbruk. Spridning av gödsel kan ske förutsatt att det är en fungerande gödselhantering med separat urinbehållare. Vid gödselspridning är tidpunkten mycket viktig t.ex. får inte gödsel spridas på tjälad mark. Växtligheten i buffertzonerna kring de vattendrag som rinner genom jordbruksmarken bör ökas i form av buskar och träd för att växterna skall kunna ta upp näringsämnen såsom fosfor och kväve.

Den våtmark som finns i Flemmingsbergsviken, Huddinge Kommun, anlades 1994-95. Den har en yta på 150 x 600 m och omfattar dammar, oljeavskiljning, sedimentering, översilningsytor och möjlighet till kemisk fällning (Lännergren 1998). Reningsresultatet i våtmarken har under de första åren inte gett helt tillföreställande resultat. Detta kan förklaras med att det tar lång tid för en våtmark att återställa växtlighet mm efter de stora omgrävningar som sker vid anläggandet av en våtmark, dessutom kan det finnas föroreningar i marken sedan tidigare utflöden. Dock gav resultaten 45% reningseffekt av total fosfor för år 1997 enligt det PM som Larm T. skrivit baserat på (Larm, T. 1997). Enligt provtagningarna som skett stannar 1/3 av fosforn kvar i våtmarken (muntlig kommunikation Laantee Tina). Under de tre första åren har en minskning av fosfor med 36 % och kväve med 7 % noterats (Lännergren 1998). Inventeringar av fågel i våtmarksområdet visar att totalt 39 fågelarter noterats rastade i området 1997. Inventeringen gjordes av Södertörns fågelklubb.

Att göra en sugmuddring av sjösediment är en av de kostsammaste metoderna men samtidigt den mest logiska ur fosforminskningssynpunkt. Sedimentet pumpas till iordningställda artificiella bassänger där slammet får sedimentera. I överskottsvattnet som bildas från slamdepositionen tillsätts aluminiumsulfat för fällning och på så sätt minskas halten av fosfor eftersom fosfor binder till aluminium och bildar metallkomplex. Vattnet kan sedan återföras till sjön via en anlagd våtmark för att ytterligare rena vattnet. Nackdelen med sugmuddring är att hela sedimentets flora och fauna fördärvas.

Genom att reducera antalet ”vitfiskar” (mört, braxen mfl.) blir predationstrycket på de bottenlevande blågröna alger och zooplankton mindre vilket innebär att dessa zooplankton kan beta växtplankton och det i sin tur förbättrar syrehalten i sjön. Vad som också blir bättre genom att använda biomanipulation är minskningen av vitfiskens näringsrika avföring som sjunker till botten och det faktum att fiskarna grumlar upp bottensedimentet i sitt sökande efter föda vilket innebär att siktdjupet ökar. Denna metod är väl beprövad och fungerar bäst i grunda sjöar. Om man använder sig av denna metod bör ca 80 % av biomassan av planktivora fiskar tas bort. En positiv sidoeffekt av biomanipulering är att man samtidigt tar bort stora mängder av fosfor som finns lagrat i fiskarnas kroppar som annars hade återförts till sjön då fisken dör och blir en del av sedimentet. Det viktiga med denna metod är att man måste återinföra de rovfiskar som fiskas upp med vitfisken annars blir det + - 0 och den önskade effekten uteblir.

Enligt SweClim och SMHI visar klimatsimuleringar att vi går mot ett mildare och blötare klimat i stora delar av Sverige. Detta innebär då varmare vintrar, mindre eller ingen tjäle, mer nederbörd under längre tid och ingen snösmältning. Med andra ord ingen viloperiod för vattensystemet under vintern. Då kommer mer vatten att vara i omlopp både vad gäller ytvatten och grundvatten vilket kan påverka dag- och avloppssystem som kan bli överbelastade och läcka föroreningar till känsliga sjöar och områden. Vetskapen om denna klimatförändring bör beaktas framförallt vid vattenskyddsområden. Detta innebär att nederbördsområdets tillflöden bör kontrolleras noga och vattenskyddsområdet bör inte vara mindre än nederbördsområdet kring den skyddade sjön, då regler och restriktioner inte kan omfatta annat än vattenskyddsområdets regler.

6.6 Föreslagna åtgärder för Bornsjön

Översilningsytorna som ligger i anslutning vid tillflödena till Bornsjön, vid Rothugget (Bild 9), bör restaureras för att eventuellt komma åt de diffusa utsläpp som sker. Framför allt bör de raka dikerna grävas om så att de blir mer krokiga vilket medför att vattnet får en längre och svårare väg att rinna och samtidigt passera växter som kan ta upp de näringsämnen som finns i vattnet. En annan åtgärd för att minska närningsämnen att nå sjön är att låta växtligheten kring dikerna öka samt att tillföra specialiserade växter som kan binda framför allt fosfor men även andra näringsämnen.

Då fosforvärdena i Edebybassängen är höga kan eventuellt ytterligare en hypolimnionluftare placeras i denna bassäng med risk för att ackumulera mer fosfor i sjön eller flytta den nuvarande limnoluftaren från Bornsjöbassängen till Edebybassängen. Bornsjöbassängens höga värden skulle kunna sänkas om ett utpumpningsförsök gjordes här och det utpumpade vattnet leddes till en renings/fällningsanläggning med exempelvis aluminiumsulfat som binder fosforn, varpå det renade vattnet kan ledas tillbaka till Bornsjön via en anlagd våtmark. Muddring är inget alternativ för Bornsjön då den är för djup och detta skulle bli ur ekonomisk synpunkt oförsvarbart dessutom förstörs allt bottenliv. Biomanipulering är inte heller att alternativ att föreslå då Bornsjön är en vattentäkt och biomanipulering skulle innebära mer båttrafik i sjön samt att detta skulle påverka den nu väl fungerande åldersfördelningen i sjön vad gäller vitfisken (muntlig kommunikation Schön Gunnar).

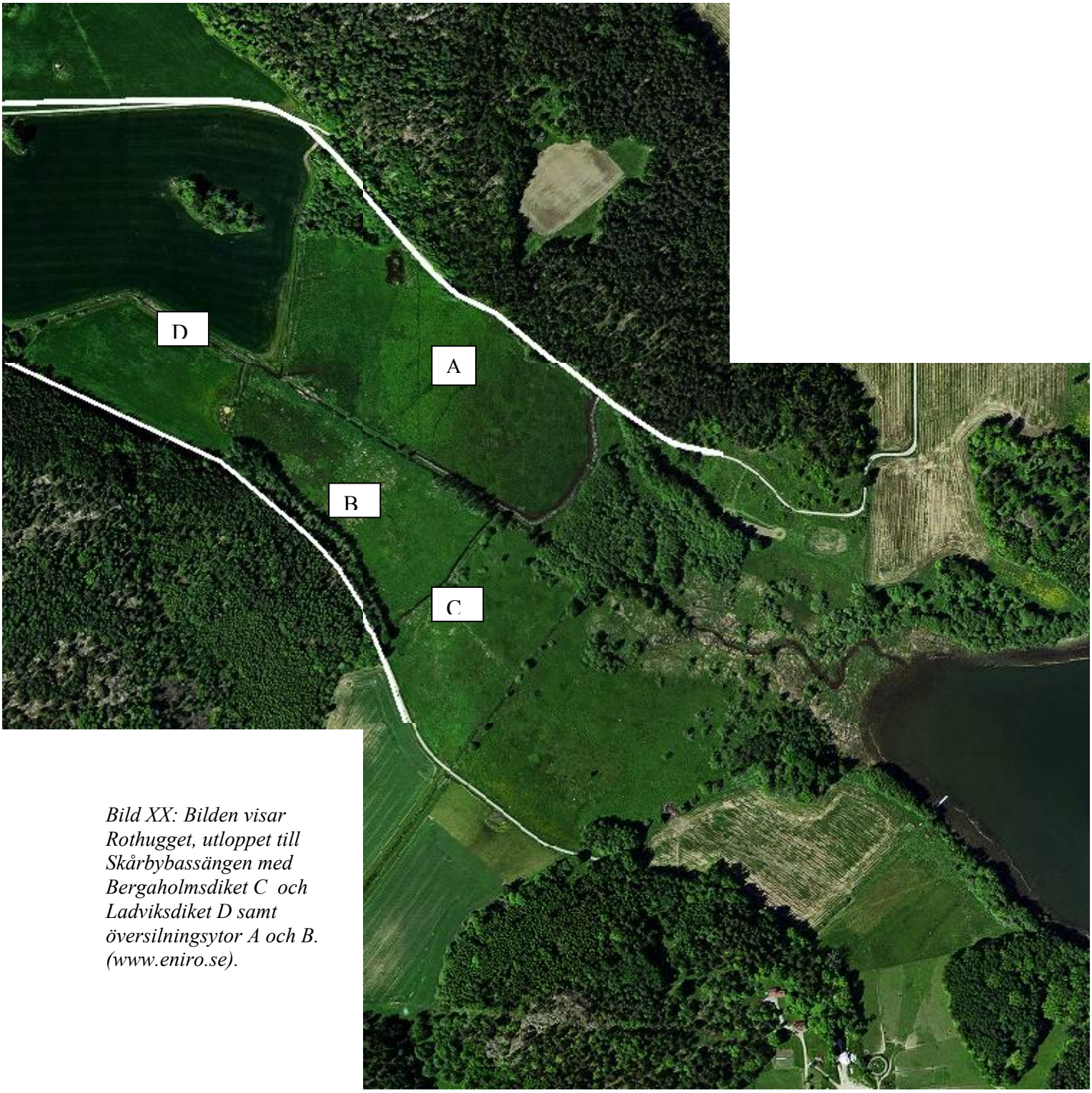


Bild XX: Bilden visar Rothugget, utloppet till Skårbybassängen med Bergaholmsdiket C och Ladviksdiket D samt översilningsytor A och B. (www.eniro.se).

7 Slutsats

1) Vid jämförelsen mellan 1987 och 2006 års resultat av sedimentprovtagningar visar studien att totalfosforhalterna ökat i BS14 och de minskat BB14, BE18, det är endast dessa platser som är överensstämmande. Jämförelsen visar då en minskning vid uträkningen i genomsnitt på hela sjön, dock skiljer sig provplatserna åt till viss del och även antalet provplatser. Resultatet av denna studie visar en indikation på en förbättring av sjöstatusen i Bornsjön under dessa ca 20 år.

2a) Resultaten i studien visar att de högst uppmätta värdena av totalfosfor i sedimentet 0-17 cm återfinns i Skårbybassängen (BS) med **14,90** g/m^2. De högst uppmätta värdena av mobil fosfor återfinns i Bornsjöbassängen (BB) med **7,08** g/m^2 vilket innebär att det är i denna bassäng det läcker mest fosfor vid det aktuella provtagningstillfället (2007-10-17). De lägsta värdena av både total- och mobilfosfor återfinns i Edebybassängen (BE), 9,95 g/m^2 respektive 5,66 g/m^2. Procentuellt är den mobila fosforhalten (NH_4Cl, BD-P och NaOH org-P) i förhållande till totalfosforhalten i BB-bassängen ca 62 %, ca 57 % i BE-bassängen och ca 46 % i BS-bassängen, den låga procentsatsen i BS beror på att skillnaden är så stor mellan total och mobil fosfor.

2b) Värdena i ovanstående frågeställning kan ha påverkats av att tillrinningsområdets utflöden mynnar till största delen ut i Skårbybassängen (BS) och att jordbruksområdet är relativt koncentrerat runt denna bassäng samt att vissa tillflöden har sitt ursprung i de tätbebyggda delarna av området. BS-bassängen har dessutom den största arealen till ytan och är grundast vilket innebär att merparten av bottnarna är av transportbottenkaraktär vilket ger en lägre vattenhalt. Den statistiska undersökningen som gjordes för att undersöka vad som påverkar mest visade att provplatsen (obs) (P-värde 0.003208 **) har en signifikant betydelse för totalfosformängden, men vattendjupet har en större signifikant betydelse för totalfosformängden (P-värde 3.439e-05 ***). Det som påverkar fosforhalten i sedimentet mest är syrehalten i bottenvattnet (muntlig kommunikation Rydin Emil). För att utreda luftningens betydelse för den rörliga delen fosfor gjordes en jämförelse mellan luftad bassäng och inte luftad bassäng i en statistisk undersökning. Resultaten visade att vattenhalten (uträknad i genomsnitt/kärna) är av signifikant betydelse (P-värde 0.001577 **), att luftningen gav signifikanta värden (P-värde 0.014125 *). Dessa siffror talar för att luftningen som sker i Bornsjöbassängen är av betydelse for den mobila delen av fosfor.

3) Vad gäller de tre olika metodernas jämförelse följer deras resultat varandra relativt väl men vid undersökningar som denna där en mobil del fosfor ska räknas ut är fosforfraktioneringsmetoden att föredra, det är också den metod som ger mest information om hur och till vilka olika ämnen fosfor är bundet till. ICP-AES och XRF är båda metoder som mäter enskilda ämnen och XRF fungerar bäst på tyngre element.

Slutord

Jag heter Susanne Lindhe och läser Biologprogrammet på Södertörns Högskola. Detta examensarbete är den sista delen i utbildningen och ger därefter en magisterexamen i biologi. Eftersom jag bland annat är intresserad av vatten och miljögifter blev valet av examensarbete mycket enkelt. Då jag feriearbetat på Bornsjöavdelningen på Stockholm Vatten AB och området ligger mig varmt om hjärtat och när då tillfället gavs att göra undersökningar om fosforfrigörelsen i Bornsjöns sediment, mottog jag det med glädje.

Jag vill rikta ett stort tack till alla som hjälpt mig genom detta examensarbete.

Tack!

Elinor Andrén
handledare från Södertörns Högskola
som varit ett stort stöd under hela perioden.

Christer Lännergren
extern handledare på Stockholm Vatten AB
som var initiativtagare till examensarbetet och under fält- och skrivarbetet har varit behjälplig och ett bra bollplank och som dessutom ritat den fina bilden på hypolimnionluftaren.

Och tack till;
Emil Rydin och Sofie Åkerman
för hjälp med uträkningar

Mikael Lönn för statistisk handledning

Personalen på Bornsjöavdelningen, Lennart, Gunnar, Örjan, Peter och skepparen Trixie

Fotografen Peter Nyberg

Personalen på labbet, Ingrid, Eva, Ellinor, Fred, Peter och Marianne

Och även ett stort tack
till övriga närstående personer i min omgivning

Referenser

Tryckta:

Andersson, S., Sonesson, A., Stålhandske, B., Tullberg, A., 2001. Gymnasiekemi A, Liber, 306 sidor.

Bernes, C., 2001. Naturvårdsverket monitor 14, Biologisk mångfald i Sverige, utgiven av Naturvårdsverket, 280 sidor.

Blomberg Johanna, K. 1973. Salemsboken - om en Sörmlandsbygd i ord och bild, 338 sidor.

Brönmark, C., and Hansson, L-A., 2005. The Biology of Lakes and Ponds, Second Edition, Biology of Habitats, 285 sidor. Editor: Crawley M, Little C, Southwood T.R.E, and Ulfstrand S. Oxford University Press

Bydén, S., Larsson, A-M., Olsson, M., Mäta vatten, undersökning av sött och salt vatten, 2003. 136 sidor. Melica media.

Ennos, R., 2000. Statistical and Data Handling Skills in Biology. Pearson Prentice Hall, UK. 132 sidor.

Hellström, D., Jonsson, L., Sjöström, M., Bra små avlopp, Slutrapport, Utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar R nr 13, 2003

Hulterström, A-B., 2006, Instrumetbeskrivning till EDXRF spectro X-Lab 2000, Granskad och fastställs av Hulterström, A-B., Dokumentnr. K09-VVA-U16

Kalff, J., Limnology, 2002. Editor: Teresa Ryu by Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey 07458, 592 sidor

Kvarnäs, H., Johansson, J-Å., 1998. Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde, Länsstyrelsen Gävleborg Rapport 1998:13

Larm, T., 1997 A case study of the stormwater treatment facilities in Flemmingsbergsviken, south of Stockholm.

Lilliesköld Sjöö, G., Mörk, E., Grinder, B., 2005, Inventering av vattenvegetationen Bornsjön 2005. En grundläggande studie av macrofytfloran-artsammansättning, förekomst och utbredning. Stockholm Vatten AB

Lännergren Christer, 1996. Utveckling i Bornsjön 1940-95. MV 96171

Lännergren Christer, 1998. Flemingsbergsvikens våtmarksanläggning, erfarenheter av driften under de tre första åren. MV 98324

Lännergren Christer, 2002. Undersökningar i Bornsjön till och med år 2002. (Arbetsmaterial)

Lännergren Christer, 2005. Utpumpning av bottenvattnet från Bornsjön. (Bilaga2)

Lännergren Christer, 2006. Bornsjön – undersökningar till juli 2006.

Lännergren Christer, 2006. Bornsjöns tillflöden, Provtagningar till och med 2005. MV-0639

Malmaeus, J. M., Rydin, E., 2005, A time-dynamic phosphorus model for the profundal sediments of Lake Erken, Sweden, Aquatic Siences

Naturvårdsverket, Vattenvårdsområde, Handbok med allmänna råd. ISBN 91-620-0128-0

Nyberg, P., 2005. Bornsjöns torp och gårdar. Utgiven av Stockholm Vatten AB. 79 sidor.

Persson, G., Wilander, A., 2005. Identifiering och förteckning av Svenska inlandsvatten enligt artikel 3.1 och bilaga 1i Nitratdirektivet baserat på databaser vid SLU.

Pettersson, K., Wallsten, M., 1990. Sjörestaurering i Sverige Utvärdering av befintliga metoder för sjörestaurering, även utländska rön. Ingår som nr 3817 i serien Naturvårdsverkets rapporter. 57 sidor.

Pettersson, K., Erkenlaboratoriet, Limnologiska Institutionen, Uppsala Universitet, 1988 Bornsjöns Sediment – fosforsituationen 1987, LIU 1988 B:8

Psenner, R., Boström, B., Dinka, M., Pettersson, K. and Puckso, R. (1988) Fractionation of suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 1988, 30, 98-103.

Ramberg, T., 1995. Kungl. Tekniska Högskolan, Stockholm Vatten Utveckling av apparatur och metod för studier av sjösediment i laboratoriemiljö

Rydin, E. 2000 Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment, Water Research, Pergamon, Elsevier.

Rydin, E., 2005. Rörligt fosfor i Fagersjövikens sediment, rapport 2005:19

Rydin, E., 2006. Rörligt fosfor i Långsjöns sediment, rapport 2006:9

Scheffer, M., 2004. Ecology of Shallow Lakes, Population and Community Biology series, UK, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht / Boston / London 357 sidor

Schindler, D.W, H. Kling, R.V. Schmidt, j. Prokopowich, V.E. Frost, R.A. Reid, and M. Capel, 1973. Eutrophication of Lake 227 by Addition of Phosphate and Nitrate: The Second, Third and Fourth Years Enrichment, 1970, 1971, 1972.

Vattenundersökningar. Bestämning av halten löst syre : jodometrisk metod. Stockholm : SIS 1993 (Svensk standard ; SS-EN25813)

Tallberg, P. 2000 Silicon and its impacts on phosphorus in eutrophic freshwater lakes. Department of Limnology and Environmental Protection University of Helsinki.

Townsend, C. R., Begon, M., Harper, J. L., Essentials of Ecology, 2nd ed, 2003. 530 sidor, Blackwell Publishing company. Printed and bound in Italy.

Värnhed, B., 2004. Stockholm Vatten AB. MV-01447 Promemoria

Ångman, E. 2005, Näringsretention i återskapad våtmark på betesmark – studier av en mad vid Bornsjön. SLU

Muntlig kommunikation:

Blomberg Johanna	Stockholm Vatten AB, Norsborgsverken 2007-01-16, 2007-01-31
Cassel Kerstin	Södertörns Högskola, lektor i arkeologi 2007-01-25
Edman Lennart	Fiskeriverket, sötvattenlaboratoriet 2007-01-24
Eriksson Maria	Stockholm Vatten AB Laboratoriet 2006-11-29
Hedenberg Gullevi	Svenskt Vatten, 2007-03-08
Kvarnäs Hans	Fil.dokt. hydrologi 2007-02-20
Laantee Tina	Huddinge Kommun miljöingenjör 2007-01-25
Lönn Mikael	Fil.dokt. docent Molekylär Ekologi Södertörns Högskola 2007-01-27
Qvarnström Lennart	Stockholm Vatten AB, Bornsjöavdelningen 2007-02-15
Rydin Emil	Erken laboratoriet, Uppsala Universitet 2006-11-21 och 2007-01
Schön Gunnar	Stockholm Vatten AB, Bornsjöavdelningen 2007-03-14

Internetreferenser:

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag 2007-02-21
www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/sjo/sjodok/eutro.html

ICP-AES metodförklaring 2006-12-18
www.analytica.se/hem2001/sv/comany/teknik_icpaes.asp

Kartor over Bornsjön med omnejd. 2007-03-06
www.eniro.se
http://kartor.eniro.se/query?what=map&mapstate=7&mapcomp=;;;Nygatan;2;;15172;SÖDERTÄLJE;;;;;17.627000287164677;59.193879772212334;;;;SÖDERTÄLJE&startMap=1

http://www.smhi.se/sweclim/ 2007-03-29

Bilagor

Bilaga 1: Fältdata inklusive koordinater.
Bilaga 2: Rådata från laboratoriet på Stockholm Vatten AB.
Bilaga 3: Rådata från Erkenlaboratoriet, Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
Bilaga 4: Tabell över 2006 års vattenkemidata i genomsnitt.
Bilaga 5: Fältdata för fosforfrigörelseförsök.
Bilaga 6: Rådata för fosforfrigörelseförsök med XRF och ICP.
Bilaga 7: Rådata för fosforfrigörelseförsöks vattenanalyser och absorbansvärden.
Bilaga 8: Mobil fosforuträkning
Bilaga 9: Metodjämförelser
Bilaga 10: Uträkningar för fosforfriggörelse
Bilaga 11: Del av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.
Bilaga 12: Resultat rörlig fosfor
Bilaga 13: Bakgrundsdata till metodjämförelse
Bilaga 14: Rådata för fosforfraktionering år 1987

Bilaga 1: Fältdata inklusive koordinater
(World Geodetic system 1984, GPS-systems koordinatsystem)

obs	djup(m)	sed,skikt(cm)	x-koord	y-koord	visuellt
1 BS	14	0-2cm	6569521	1610468	0,5cm mörkt, 14cm ljusare,gråsvart under
1 BS	14	8-10cm	6569521	1610468	
1 BS	14	15-17cm	6569521	1610468	
2 BS	12	0-2cm	6569428	1610581	ljusgrå 12cm,mörkare grå 12cm
2 BS	12	8-10cm	6569428	1610581	
2 BS	12	15-17cm	6569428	1610581	
3 BS	10	0-2cm	6569322	1611273	gråbrun 1cm, ljusgrå 7cm, mörkare grå 9cm
3 BS	10	8-10cm	6569322	1611273	
3 BS	10	15-17cm	6569322	1611273	
4 BB	16	0-2cm	6570324	1611332	13 cm ljusgrå sedan mörkare grå
4 BB	16	8-10cm	6570324	1611332	
4 BB	16	15-17cm	6570324	1611332	
5 BB	14	0-2cm	6570236	1612154	15 cm ljusgrå sedan mörkare grå
5 BB	14	8-10cm	6570236	1612154	
5 BB	14	15-17cm	6570236	1612154	
6 BB	12	0-2cm	6570061	1612328	15 cm ljusgrå sedan mörkare grå
6 BB	12	8-10cm	6570061	1612328	
6 BB	12	15-17cm	6570061	1612328	
7 BE	18	0-2cm	6571941	1609179	1 cm mörkt ytskikt,11cm ljusare, sen mörkare + gas
7 BE	18	8-10cm	6571941	1609179	
7 BE	18	15-17cm	6571941	1609179	
8 BE	16	0-2cm	6572133	1608776	1 cm mörkt ytskikt,10 cm ljusare, sen mörkare,djurliv
8 BE	16	8-10cm	6572133	1608776	
8 BE	16	15-17cm	6572133	1608776	
9 BE	14	0-2cm	6572264	1608525	11cm ljusgrått skikt, sen mörkare grå
9 BE	14	8-10cm	6572264	1608525	
9 BE	14	15-17cm	6572264	1608525	
10 BE	12	0-2cm	6572314	1608411	16 cm ljusare ytskikt sen mörkare
10 BE	12	8-10cm	6572314	1608411	
10 BE	12	15-17cm	6572314	1608411	

Bilaga 2: Rådata från laboratoriet på Stockholm Vatten AB.

obs	djup(m)	sed,skikt	TS%	Al %XRF	Al mg/kg TS ICP-AES	Ca % XRF	Fe%XRF	Fe mg/kg TS ICP-AES	P % XRF	P % TS ICP-AES
1 BS	14	0-2cm	10,09	4,365	34000	1,018	5,195	52700	0,2966	0,27
1 BS	14	8-10cm	17,27	4,608	35000	1,039	5,045	51200	0,2646	0,23
1 BS	14	15-17cm	21,97	5,091	35000	1,061	5,348	53100	0,1977	0,16
2 BS	12	0-2cm	11,16	4,52	34000	1,035	4,909	49400	0,1972	0,15
2 BS	12	8-10cm	19,24	4,846	35000	1,081	4,966	49700	0,1604	0,11
2 BS	12	15-17cm	25,40	5,342	35000	1,096	5,319	53000	0,1177	0,089
3 BS	10	0-2cm	15,62	4,385	26000	1,095	3,905	37000	0,1964	0,13
3 BS	10	8-10cm	37,08	4,913	19000	1,148	3,472	30500	0,1234	0,065
3 BS	10	15-17cm	51,64	4,51	15000	1,119	2,892	24700	0,1065	0,052
4 BB	16	0-2cm	8,92	4,413	33000	1,063	5,184	53500	0,3761	0,31
4 BB	16	8-10cm	14,83	4,471	35000	1,007	5,149	51900	0,2924	0,24
4 BB	16	15-17cm	17,95	4,611	35000	1,044	5,288	53100	0,2255	0,17
5 BB	14	0-2cm	7,44	4,482	36000	0,9906	5,156	52700	0,2766	0,21
5 BB	14	8-10cm	13,24	4,591	37000	0,9918	5,129	51800	0,2207	0,17
5 BB	14	15-17cm	18,53	4,911	38000	1,05	5,531	57600	0,1609	0,093
6 BB	12	0-2cm	8,35	4,366	36000	1,106	5,066	52600	0,2225	0,18
6 BB	12	8-10cm	12,43	4,401	36000	0,9905	5,119	52700	0,2052	0,17
6 BB	12	15-17cm	20,20	5,158	38000	1,053	5,545	56700	0,132	0,092
7 BE	18	0-2cm	9,70	3,465	28000	0,8472	4,359	44100	0,2716	0,26
7 BE	18	8-10cm	13,79	4,048	31000	0,918	4,574	45500	0,2611	0,22
7 BE	18	15-17cm	14,99	4,01	31000	0,9267	4,697	47600	0,218	0,19
8 BE	16	0-2cm	7,43	3,932	30000	0,9989	4,215	42100	0,1725	0,13
8 BE	16	8-10cm	14,20	4,322	31000	1,067	4,376	43600	0,1229	0,12
8 BE	16	15-17cm	17,62	4,716	32000	1,097	4,69	46500	0,1376	0,097
9 BE	14	0-2cm	8,85	4,399	31000	1,095	4,433	43700	0,1748	0,14
9 BE	14	8-10cm	15,44	4,57	31000	1,137	4,368	43400	0,1454	0,11
9 BE	14	15-17cm	20,30	4,719	33000	1,149	4,915	49400	0,1254	0,092
10 BE	12	0-2cm	11,26	4,313	30000	1,164	4,416	43700	0,1745	0,13
10 BE	12	8-10cm	16,15	4,467	31000	1,164	4,35	42000	0,1529	0,12
10 BE	12	15-17cm	24,12	5,12	32000	1,187	4,776	47200	0,1262	0,089

Bilaga 3: Rådata från Erkenlaboratoriet, Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.

År	Prov nummer	Prov punkt	övrigt	Följe sedel	Vatten halt (%)	NH4Cl-P (µg/g TS)	BD-P (µg/g TS)	NaOH-P (µg/g TS)	NaOH org-P (µg/g TS)	HCl-P (µg/g TS)	rest-P (µg/g TS)	Total fosfor (µg/g TS)
2006	2681	BS 14m	0-2	06-256	89,9	50	970	580	430	270	-73	2200
2006	2682	BS 14m	8-10	06-256	82,3	22	640	440	310	280	97	1800
2006	2683	BS 14m	15-17	06-256	77,4	6	470	340	-56	270	310	1300
2006	2678	BS 12m	0-2	06-256	88,9	11	420	180	390	290	-49	1200
2006	2679	BS 12m	8-10	06-256	81,0	3	230	120	260	280	67	960
2006	2680	BS 12m	15-17	06-256	74,2	0	130	130	180	300	68	810
2006	2675	BS 10m	0-2	06-256	84,7	11	270	120	300	280	250	1200
2006	2676	BS 10m	8-10	06-256	63,1	0	51	44	110	320	110	620
2006	2677	BS 10m	15-17	06-256	49,3	0	27	25	56	320	24	450
2006	2690	BB 16m	0-2	06-256	91,6	190	1300	440	430	240	-14	2600
2006	2691	BB 16m	8-10	06-256	84,5	35	810	370	350	290	99	2000
2006	2692	BB 16m	15-17	06-256	81,9	5	560	280	290	270	62	1500
2006	2687	BB 14m	0-2	06-256	92,7	56	800	160	420	220	170	1800
2006	2688	BB 14m	8-10	06-256	86,3	8	520	160	370	230	25	1300
2006	2689	BB 14m	15-17	06-256	81,2	0	130	76	250	240	98	790
2006	2684	BB 12m	0-2	06-256	91,9	29	690	170	340	250	98	1600
2006	2685	BB 12m	8-10	06-256	87,5	12	540	200	390	250	-76	1300
2006	2686	BB 12m	15-17	06-256	79,6	0	130	87	220	250	130	820
2006	2702	BE 18m	0-2	06-256	91,4	75	910	310	560	200	230	2300
2006	2703	BE 18m	8-10	06-256	85,9	30	760	300	440	240	280	2100
2006	2704	BE 18m	15-17	06-256	84,6	18	620	260	370	250	150	1700
2006	2699	BE 16m	0-2	06-256	91,1	0	250	54	470	220	150	1100
2006	2700	BE 16m	8-10	06-256	85,5	0	230	67	400	280	73	1000
2006	2701	BE 16m	15-17	06-256	82,2	0	140	64	300	300	81	880
2006	2696	BE 14m	0-2	06-256	91,0	4	310	75	450	300	5	1200
2006	2697	BE 14m	8-10	06-256	84,1	0	150	61	380	300	57	940
2006	2698	BE 14m	15-17	06-256	77,5	0	92	62	290	330	4	770
2006	2693	BE 12m	0-2	06-256	89,1	0	270	77	380	350	13	1100
2006	2694	BE 12m	8-10	06-256	83,5	0	170	75	280	310	240	1100
2006	2695	BE 12m	15-17	06-256	75,3	0	80	60	240	350	47	780

Bilaga 4: *Tabellen visar 2006 års vattenkemidata i genomsnitt. E symboliserar Edebybassängen och S symboliserar Skårbybassängen.*

Mån, 2006	pH	Syre mg/L botten-yta	Fosfatfosfor µg/L	Total fosfor µg/L	Total kväve µg/L
Feb	7,6	7,0 - 12,6	23,5	29,2	451,8
Mars	0,0	0 - 0	0,0	0,0	0,0
April	8,0	12,5 - 13,0	4,0	32,0	*mkt i S* 472,0
Maj	8,3	12,1 - 12,7	2,0	15,7	383,0
Juni	7,9	7,6 - 9,9	6,0	15,6	372,3
Juli	7,6	2,6 - 9,2	o 38,2	32,3	432,8
Aug	7,6	1,7 - 8,5	*mkt E* 44,9	58,8	*mkt i E* 445,8
Sept	7,6	0,2 - 9,2	*mkt E* 58,2	*mkt botten* 76,0	*mkt i E* 445,7
Okt	7,5	2,3 - 8,3	*mkt E* 79,6	96,0	*mkt i E* 481,5
Nov	7,8		*ombl.* 36,2	*ombl.* 45,7	456,5

Bilaga 5:

Fältdata för fosforfrigörelseförsök.

Obs	koord. X	koord. Y	djup (m)	yt temp°C	visuellt
1 luft	6570423	1612366	14	6	ljust skikt
2 luft	6570610	1611210	14	6	ljust skikt
3 luft	6571244	1610663	14	6	ljust skikt
4 luft	6571773	1609630	14	6	ljust skikt

Bilaga 6:

Rådata för fosforfrigörelseförsök med XRF och ICP.

obs	djup (m)	sed. skikt	TS%	Al %XRF	Al mg/kg TS ICP-AES	Ca % XRF	Fe%XRF	Fe mg/kg TS ICP-AES	P % XRF	P % TS ICP-AES
1	14	0-2	7,12	4,665	46650	1,081	5,311	54000	0,2227	0,18
2	14	0-2	8,36	4,555	45550	1,151	5,046	50300	0,2668	0,21
3	14	0-2	6	4,302	43020	1,128	4,807	48100	0,2629	0,21
4	14	0-2	8,68	4,253	42530	1,105	4,478	44400	0,2208	0,17

Bilaga 7:

Rådata för fosforfrigörelseförsöks vattenanalyser och absorbansvärden.

Obs	dag/ prov	temp °C	Datum	Abs 450nm	Fosfat fosfor µg/L	Amonium kväve µg/L	Nitrit+ nitratkväve µg/L	kisel µg/L
1	1.1	6,2	2006-11-13	0,946	39	56	84	1111
1	1.2			0,952	39	21	72	1112
1	1.3			0,842	40	29	62	1153
1	1.4			0,845	46	39	53	1153
2	3.1	6,4	2006-11-15	0,755	29	49	98	1704
2	3.2			0,738	30	23	82	1646
2	3.3			0,835	38	56	70	1614
2	3.4			0,761	38	24	74	1539
3	5.1	5,4	2006-11-17	0,669	8	48	106	o2480
3	5.2			0,67	14	9	92	o2593
3	5.3			0,768	24	77	71	2072
3	5.4			0,705	16	0	80	1904
4	8.1	6,5	2006-11-20	0,619	4	2	109	o3624
4	8.2			0,577	5	0	4	o3741
4	8.3			0,648	4	5	71	o2802
4	8.4			0,678	2	0	30	o2343
5	10.1	5,2	2006-11-22	0,566	4	0	82	o4392
5	10.2			0,56	7	0	2	o4563
5	10.3			0,552	5	1	25	o3560
5	10.4			0,649	3	0	2	o2718
6	12.1	5,9	2006-11-24	0,463	5	34	66	o5359
6	12.2			0,491	20	0	1	o5179
6	12.3			0,464	4	0	1	o4349
6	12.4			0,635	3	0	2	o3064
7	15.1	5,4	2006-11-27	0,376	5	4	9	o6787
7	15.2			0,504	41	0	0	o6114
7	15.3			0,474	5	2	0	o5196
7	15.4			0,654	3	0	2	o3525
8	19.1		2006-12-01	0,432	7	0	2	o8221
8	19.2			0	54	0	2	o7442
8	19.3			0,465	27	1	1	o7003
8	19.4			0,73	2	0	0	o4212
9	22.1	5,4	2006-12-04	0,389	9	6	2	o9218
9	22.2			0	0	0	0	0
9	22.3			0	0	0	0	0
9	22.4			0,719	3	0	1	o4742

Bilaga 8: Mobil fosforuträkning.

Area för BS 132,64ha	Prov punkt	sediment skikt	TS %	TS i decimal form	NH4Cl-P (µg/g TS)	BD-P (µg/g TS)	NaOH org-P (µg/g TS)	Total fosfor (µg/g TS)
	BS 14m	0-2	10,1	0,101	50	970	430	2200
	BS 14m	8-10	17,7	0,177	22	640	310	1800
	BS 14m	15-17	22,6	0,226	6	470	0	1300
	BS 12m	0-2	11,1	0,111	11	420	390	1200
	BS 12m	8-10	19	0,190	3	230	260	960
	BS 12m	15-17	25,8	0,258	0	130	180	810
	BS 10m	0-2	15,3	0,153	11	270	300	1200
	BS 10m	8-10	36,9	0,369	0	51	110	620
	BS 10m	15-17	50,7	0,507	0	27	56	450
				0,365	72,0	1660	1120	4600
genomsnitt/3				0,122	24,0	553,3	373,3	1533,3
				0,736	25,0	921	680	3380
genomsnitt/3				0,245	8,3	307	226,7	1126,7
				0,991	6,0	627,0	236,0	2560,0
genomsnitt/3				0,330	2,0	209,0	78,7	853,3

Beräkningar enligt följande; Bottenarea m2 * tjocklek på skikt (m) * densitet g/m3 * TS * fosforinnehåll kgP/gTS = kgP
Exempel 0-2 cm, NH4Cl-P BS; 1326400 * 0,02 * 1000000 * 0,122 * 24/1E+09 = 77kg NH4Cl-P

Bottenarea m2	sediment skikt	densitet g/m3	TS i genomsnitt	kgP/gTS		kg P	
1326400	0,02	1000000	0,122	24,0	1E+09	77	NH4Cl-P
1326400	0,02	1000000	0,245	8,3	1E+09	54	NH4Cl-P
1326400	0,02	1000000	0,330	2,0	1E+09	18	NH4Cl-P
1326400	0,02	1000000	0,122	553,3	1E+09	1786	BD-P
1326400	0,02	1000000	0,245	307,0	1E+09	1998	BD-P
1326400	0,02	1000000	0,330	209,0	1E+09	1831	BD-P
1326400	0,02	1000000	0,122	373,3	1E+09	1205	NaOH org-P
1326400	0,02	1000000	0,245	226,7	1E+09	1475	NaOH org-P
1326400	0,02	1000000	0,330	78,7	1E+09	690	NaOH org-P
						9134	kg P rörlig i BS
1326400	0,02	1000000	0,122	1533,3	1E+09	4949	tot-P
1326400	0,02	1000000	0,245	1126,7	1E+09	7333	tot-P
1326400	0,02	1000000	0,330	853,3	1E+09	7478	tot-P
						19759	kg P total i BS

		1000*	9134,425	
	gP/BS	1326400/	9134425	6,89 **g/m2 rörlig i BS**
		1000*	19759,01	
	gP/BS	1326400/	19759005	14,90 **g/m2 i total P BS**

	BS	**BB**	**BE**		**Hela sjön**
Rörlig P g/m2	6,89	7,08	5,66	19,63	6,54
Total P g/m2	14,90	11,40	9,95	36,25	12,08

Area för BS 131,41 ha	Prov punkt	sediment skikt	TS %	TS i decimal form	NH4Cl-P (µg/g TS)	BD-P (µg/g TS)	NaOH org-P (µg/g TS)	Total fosfor (µg/g TS)
	BB 16m	0-2	8,4	0,084	190	1300	430	2600
	BB 16m	8-10	15,5	0,155	35	810	350	2000
	BB 16m	15-17	18,1	0,181	5	560	290	1500
	BB 14m	0-2	7,3	0,073	56	800	420	1800
	BB 14m	8-10	13,7	0,137	8	520	370	1300
	BB 14m	15-17	18,8	0,188	0	130	250	790
	BB 12m	0-2	8,1	0,081	29	690	340	1600
	BB 12m	8-10	12,5	0,125	12	540	390	1300
	BB 12m	15-17	20,4	0,204	0	130	220	820
				0,238	275,0	2790	1190	6000
genomsnitt/3				0,079	91,7	930,0	396,7	2000,0
				0,417	55,0	1870	1110	4600
genomsnitt/3				0,139	18,3	623,3	370,0	1533,3
				0,573	5,0	820,0	760,0	3110,0
genomsnitt/3				0,191	1,7	273,3	253,3	1036,7

Botten area m2	sediment skikt	densitet g/m3	TS i genomsnitt	kgP/gTS		kg P	
1314100	0,02	1000000	0,079	91,7	1E+09	191	NH4Cl-P
1314100	0,02	1000000	0,139	18,3	1E+09	67	NH4Cl-P
1314100	0,02	1000000	0,191	1,7	1E+09	8	NH4Cl-P
1314100	0,02	1000000	0,079	930,0	1E+09	1939	BD-P
1314100	0,02	1000000	0,139	623,3	1E+09	2277	BD-P
1314100	0,02	1000000	0,191	273,3	1E+09	1372	BD-P
1314100	0,02	1000000	0,079	396,7	1E+09	827	NaOH org-P
1314100	0,02	1000000	0,139	370,0	1E+09	1352	NaOH org-P
1314100	0,02	1000000	0,191	253,3	1E+09	1272	NaOH org-P
						9305	kg P rörlig i BS
1314100	0,02	1000000	0,079	2000,0	1E+09	4170	tot-P
1314100	0,02	1000000	0,139	1533,3	1E+09	5602	tot-P
1314100	0,02	1000000	0,191	1036,7	1E+09	5204	tot-P
						14976	kg P total i BS

	1000*	9305		
gP/BS	1314100/	9305259	7,08	**g/m2 rörlig i BS**
	1000*	14976		
gP/BS	1314100/	14975571	11,40	**g/m2 i total P BS**

Area för BE 122,26 ha	Prov punkt	sediment skikt	TS %	TS i decimal form	NH4Cl-P (µg/g TS)	BD-P (µg/g TS)	NaOH org-P (µg/g TS)	Total fosfor (µg/g TS)
	BE 18m	0-2	8,6	0,086	75	910	560	2300
	BE 18m	8-10	14,1	0,141	30	760	440	2100
	BE 18m	15-17	15,4	0,154	18	620	370	1700
	BE 16m	0-2	8,9	0,089	0	250	470	1100
	BE 16m	8-10	14,5	0,145	0	230	400	1000
	BE 16m	15-17	17,8	0,178	0	140	300	880
	BE 14m	0-2	9	0,090	4	310	450	1200
	BE 14m	8-10	15,9	0,159	0	150	380	940
	BE 14m	15-17	22,5	0,225	0	92	290	770
	BE 12m	0-2	10,9	0,109	0	270	380	1100
	BE 12m	8-10	16,5	0,165	0	170	280	1100
	BE 12m	15-17	24,7	0,247	0	80	240	780
				0,374	79,0	1740,0	1860,0	5700,0
genomsnitt/4				0,094	19,8	435,0	465,0	1425,0
				0,804	18,0	932,0	1200,0	4130,0
genomsnitt/4				0,201	4,5	233,0	300,0	1032,5
				0,563	19,8	985,0	1525,0	4465,0
genomsnitt/4				0,141	4,9	246,3	381,3	1116,3

Botten area m2	sediment skikt	densitet g/m3	TS i genomsnitt	kgP/gTS		kg P	
1222600	0,02	1000000	0,094	19,8	1E+09	45	NH4Cl-P
1222600	0,02	1000000	0,201	4,5	1E+09	22	NH4Cl-P
1222600	0,02	1000000	0,141	4,9	1E+09	17	NH4Cl-P
1222600	0,02	1000000	0,094	435,0	1E+09	995	BD-P
1222600	0,02	1000000	0,201	233,0	1E+09	1145	BD-P
1222600	0,02	1000000	0,141	246,3	1E+09	847	BD-P
1222600	0,02	1000000	0,094	465,0	1E+09	1063	NaOH org-P
1222600	0,02	1000000	0,201	300,0	1E+09	1474	NaOH org-P
1222600	0,02	1000000	0,141	381,3	1E+09	1311	NaOH org-P
						6919	kg P rörlig i BS
1222600	0,02	1000000	0,094	1425,0	1E+09	3258	tot-P
1222600	0,02	1000000	0,201	1032,5	1E+09	5075	tot-P
1222600	0,02	1000000	0,141	1116,3	1E+09	3838	tot-P
						12171	kg P total i BS

	1000*	6919,198		
gP/BS	1222600/	6919198	5,66	**g/m2 rörlig i BS**
	1000*	12170,8		
gP/BS	1222600/	12170803	9,95	**g/m2 i total P BS**

Bilaga 9:

Metodjämförelser, sedimentskikt 0-2cm.

Bassäng	Tot-P ICP mg/kg TS	Tot-P XRF mg/kg	Tot-P Fraktionering mg/kg TS
BS14	2700	2966	2200
BS12	1500	1972	1200
BS10	1300	1964	1200
BB16	3100	3761	2600
BB14	2100	2766	1800
BB12	1800	2225	1600
BE18	2600	2716	2300
BE16	1300	1725	1100
BE14	1400	1748	1200
BE12	1300	1745	1100

Metodjämförelser, sedimentskikt 8-10cm.

Bassäng	Tot-P ICP mg/kg TS	Tot-P XRF mg/kg	Tot-P Fraktionering mg/kg TS
BS14	2300	2646	1800
BS12	1100	1604	960
BS10	650	1234	620
BB16	2400	2924	2000
BB14	1700	2207	1300
BB12	1700	2052	1300
BE18	2200	2611	2100
BE16	1200	1229	1000
BE14	1100	1454	940
BE12	1200	1529	1100

Metodjämförelser, sedimentskikt 15-17 cm.

Bassäng	Tot-P ICP mg/kg TS	Tot-P XRF mg/kg	Tot-P Fraktionering mg/kg TS
BS14	1600	1977	1300
BS12	890	1177	810
BS10	520	1065	450
BB16	1700	2255	1500
BB14	930	1609	790
BB12	920	1320	820
BE18	1900	2180	1700
BE16	970	1376	880
BE14	920	1254	770
BE12	890	1262	780

Bilaga 10: Uträkningar för fosforfriggörelseförsökets i förhållande till volymen i plexirören

Dag	**Dag 1**	**Dag 3**	**Dag 5**	**Dag 8**	**Dag 10**	**Dag 12**	**Dag 15**	**Dag 19**	**Dag 22**
Volym i mL	980,1769	929,9114	879,6459	829,3805	779,115	728,8495	678,584	628,3185	578,053
	779,115	728,8495	678,584	628,3185	578,053	527,7876	452,3893	402,1239	0
	955,0442	904,7787	854,5132	804,2477	753,9822	703,7168	653,4513	603,1858	0
	955,0442	899,7521	844,4601	789,1681	733,876	678,584	578,053	477,5221	351,8584
Fosfatfosfor	**Dag 1**	**Dag 3**	**Dag 5**	**Dag 8**	**Dag 10**	**Dag 12**	**Dag 15**	**Dag 19**	**Dag 22**
konc. i förhållande till volym	38,2269	26,96743	7,037168	3,317522	3,11646	3,644247	3,39292	4,39823	5,202477
	30,38548	21,86548	9,500176	3,141593	4,046371	10,55575	18,54796		
	38,20177	34,38159	20,50832	3,216991	3,769911	2,814867	3,267256	16,28602	
	43,93203	34,19058	13,51136	1,578336	2,201628	2,035752	1,734159	0,955044	1,055575
amoniumkväve	**Dag 1**	**Dag 3**	**Dag 5**	**Dag 8**	**Dag 10**	**Dag 12**	**Dag 15**	**Dag 19**	**Dag 22**
konc. i förhållande till volym	54,88991	45,56566	42,22301	1,658761	0	24,78088	2,714336	0	3,468318
	16,36141	16,76354	6,107256	0	0	0	0		
	27,69628	50,66761	65,79752	4,021239	0,753982	0	1,306903	0,603186	
	37,24672	21,59405	0	0	0	0	0	0	0
Nitrit+nitratkväve	**Dag 1**	**Dag 3**	**Dag 5**	**Dag 8**	**Dag 10**	**Dag 12**	**Dag 15**	**Dag 19**	**Dag 22**
konc. i förhållande till volym	82,33486	91,13132	93,24247	90,40247	63,88743	48,10407	6,107256	1,256637	1,156106
	56,09628	59,76566	62,42973	2,513274	1,156106	0,527788	0		
	59,21274	63,33451	60,67044	57,10159	18,84956	0,703717	0	0,603186	
	50,61734	66,58166	67,55681	23,67504	1,467752	1,357168	1,156106	0	0,351858
kisel	**Dag 1**	**Dag 3**	**Dag 5**	**Dag 8**	**Dag 10**	**Dag 12**	**Dag 15**	**Dag 19**	**Dag 22**
konc. i förhållande till volym	1088,977	1584,569	2181,522	3005,675	3421,873	3905,904	4605,55	5165,407	5328,493
	866,3759	1199,686	1759,568	2350,54	2637,656	2733,412	2765,908		
	1101,166	1460,313	1770,551	2253,502	2684,177	3060,464	3395,333	4224,11	
	1101,166	1384,719	1607,852	1849,021	1994,675	2079,181	2037,637	2011,323	1668,512

Bilaga 11:

Del av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, för vidare information följ länken under internetreferenser.

Fosfor i sjöar				
Klass	**Benämning**	**Totalfosfor** (µg/l)		**Beskrivning**
		maj–okt	augusti	
1	Låg halt	< 12,5	< 12,5	Oligotrofi
2	Måttligt hög halt	12,5–25	12,5–23	Mesotrofi
3	Hög halt	25–50	23–45	Eutrofi
4	Mycket hög halt	50–100	45–96	
5	Extremt hög halt	> 100	ej def.	Hypertrofi

Kväve i sjöar		
Klass	**Benämning**	**Totalkväve** (µg/l)
		maj–oktober
1	Låg halt	< 300
2	Måttligt hög halt	300–625
3	Hög halt	625–1250
4	Mycket hög halt	1250–5000
5	Extremt hög halt	> 5000

Bilaga 12: Resultat rörlig fosfor

Ett genomsnitt per bassäng och genomsnitt av de två översta sedimentlagren, 0-10 cm, redovisas i tabellen, total fosfor, mobil fosfor samt de fraktioneringar som behövs vid uträkningen för mobil fosfor, beräknat på djup under 10 m.

Bassäng	NH_4Cl-P (kg) Löst bunden	BD- P (kg) Järnbunden	NaOH org-P (kg) Organsikt bunden	Total fosfor (kg)	Mobil fosfor (kg)
BS	132	3784	2680	12281	6596
BB	258	4216	2179	9772	6653
BE	73	2216	2461	8050	4750

Ett genomsnitt per bassäng och genomsnitt av de två översta sedimentlagren, 0-17 cm, redovisas i tabellen, total fosfor, mobil fosfor samt de fraktioneringar som behövs vid uträkningen för mobil fosfor, beräknat på djup under 10 m.

Bassäng	NH_4Cl-P (kg) Löst bunden	BD- P (kg) Järnbunden	NaOH org-P (kg) Organsikt bunden	Total fosfor (kg)	Mobil fosfor (kg)
BS	149	5615	3370	19759	9134
BB	266	5588	3450	14976	9305
BE	84	2986	3849	12171	6919

Bilaga 13: Bakgrundsdata till metodjämförelse

ICP-AES-analyser för sedimentlager 0-2cm.

Bassäng	Djup(m)	Torrsub. %	Al mg/g TS	Fe mg/g TS	Tot-P % av TS	Tot-P mg/g TS
BS	14	10,09	34	52,7	0,27	2,7
BS	12	11,16	34	49,4	0,15	1,5
BS	10	15,62	26	37,0	0,13	1,3
BB	16	8,92	33	53,5	0,31	3,1
BB	14	7,44	36	52,7	0,21	2,1
BB	12	8,35	36	52,6	0,18	1,8
BE	18	9,70	28	44,1	0,26	2,6
BE	16	7,43	30	42,1	0,13	1,3
BE	14	8,85	31	43,7	0,14	1,4
BE	12	11,26	30	43,7	0,13	1,3

XRF-metodsanalyser för sedimentlager 0-2 cm.

Bassäng	Djup (m)	Torrsub. %	Al %	Fe %	Ca %	Tot-P %
BS	14	10,09	4,365	5,195	1,018	0,2966
BS	12	11,16	4,520	4,909	1,035	0,1972
BS	10	15,62	4,385	3,905	1,095	0,1964
BB	16	8,92	4,413	5,184	1,063	0,3761
BB	14	7,44	4,482	5,156	0,991	0,2766
BB	12	8,35	4,366	5,066	1,106	0,2225
BE	18	9,70	3,465	4,359	0,847	0,2716
BE	16	7,43	3,932	4,215	0,999	0,1725
BE	14	8,85	4,399	4,433	1,095	0,1748
BE	12	11,26	4,313	4,416	1,164	0,1745

Bilaga 14: Rådata för fosforfraktionering år 1987

Provpunkter	NH4Cl-P µg/g	NH4Cl-P %	* NaOH-P µg/g	NaOH -P %	HCl-P µg/g	HCl-P %	org-P µg/g	org-P %	TOT-P µg/g
1	20	0,9	652	28,7	489	21,5	1109	48,9	2270
2	11	0,5	446	22,2	401	20	1152	57,3	2010
3	29	1,1	702	25,9	703	25,9	1276	42,1	2710
4	2	0,1	232	15	467	30,1	849	54,8	1550
5	2	0,1	276	16,2	440	25,9	982	57,8	1700
6	5	0,3	393	21,5	469	25,6	963	52,6	1830
7	8	0,4	358	19,1	468	25	1036	55,5	1870
8	2	0,2	113	10,7	346	32,6	599	56,5	1060

* NaOH-P µg/g = Fe-P och Al-P , det finns inte någon residual-P i denna fosforfraktionering.