



Framtidens vattenvård

– en kvantifiering av internbelastningen av fosfor i
Vansjön och Nordsjön i Norduppland

*The future of water management – a quantification of the internal load of
phosphorus in Lake Vansjön and Lake Nordsjön in Northern Uppland*

Caroline Agrillo

Examensarbete/Självständigt arbete • (15 hp)
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vatten och miljö
Biologi och miljövetenskap – kandidatprogram
Uppsala 2021



Framtidens vattenvård – en kvantifiering av internbelastningen av fosfor i Vansjön och Nordsjön i Norduppland

The future of water management – a quantification of the internal load of phosphorus in Lake Vansjön and Lake Nordsjön in Northern Uppland

Caroline Agrillo

Handledare: Jens Fölster, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö

Bitr. handledare: Brian Huser, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö

Examinator: Marcus Wallin, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i Miljövetenskap

Kurskod: EX0896

Program/utbildning: Biologi och miljövetenskap - kandidatprogram

Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2021

Omslagsbild: Caroline Agrillo

Nyckelord: fosfor, internbelastning, eutrofiering, syrebrist, pH, turbiditet, aluminiumbehandling, biomanipulation

Sveriges lantbruksuniversitet

NJ-Fakulteten

Institutionen för vatten och miljö

Publicering och arkivering

JA, jag ger härmed min tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

En kvantifiering av internbelastningen av fosfor gjordes i de eutrofierade sjöarna Vansjön och Nordsjön i Norduppland genom fysiokemisk mätning av vattnet och fraktionsanalys samt inkuberingsanalys av sediment. Mycket låga syrehalter mättes under vintern 2021 medan vattnet var övermättat på syre under våren detsamma året. Detta kan ha starka kopplingar till just övergödningens problematiken som föreligger.

Vid analys av sedimenten konstaterades det att Vansjön hade högst halter fosfor och att koncentrationerna var likvärdiga på de två provtagna platserna. I Vansjön var mängden löst fosfor mer än i Nordsjön. Nordsjön hade något lägre koncentration fosfor i sedimenten och saknade nästan helt löst fosfor. Sjön hade desto högre halter organiskt bunden fosfor, vilken blir lätt tillgänglig vid varma perioder under året i och med högre nedbrytningshastighet av det organiska materialet.

För att förbättra sjöarnas status behöver åtgärder göras riktad mot både extern och intern belastning. Injektionsbehandling med aluminium i kombination med biomanipulation genom utfiskning av karpfiskar och eventuellt inplantering av gös rekommenderas här. Även mjukbottensmuddring och behandling med Phoslock är alternativa behandlingsmetoder men de rekommenderas inte i denna undersökning. För att gå vidare behövs en del kompletterande prover och uträkning av nettosedimentationshastigheten skulle kunna hjälpa för att räkna ut rekommenderad behandlingsstorlek.

Nyckelord: fosfor, internbelastning, eutrofiering, syrebrist, pH, turbiditet, aluminiumbehandling, biomanipulation

Abstract

A quantification of the internal load of phosphorus was made in the eutrophied Lake Vansjön and Lake Nordsjön in Northern Uppland with physiochemical measurement of the water, fraction analysis and incubation analysis of the sediment. Very low oxygen levels were measured during the winter of 2021 and the water was oversaturated with oxygen during spring the same year. This can have strong connections to the eutrophication problem in the lakes.

During analysis of the sediment, it was found that Lake Vansjön had the highest levels of phosphorus and the concentrations were equivalent at the two tested sites. In Lake Vansjön, the amount of dissolved phosphorus was bigger than in Lake Nordsjön. Lake Nordsjön had somewhat lower concentrations of phosphorus in the sediments and almost completely lacked dissolved phosphorus but had the higher content of organically bound phosphorus, which becomes easily available in warm seasons during the year due to more rapid breakdown of the organic material.

It can be established that measurements in order to improve the lakes' statuses need to be done, both for the external and internal load of phosphorus. Here, injection treatment with aluminum in combination with biomanipulation by targeted fishing in order to reduce cyprinids and maybe also introduction of pikeperch, are recommended. Also, soft-bottom dredging and treatment with Phoslock are alternative treatments but are not recommended here. Complementary testing and calculation of net sedimentation rate could help calculating recommended size of treatment.

Keywords: phosphorus, internal load, eutrophication, hypoxia, pH, turbidity, aluminum treatment, biomanipulation

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	8
Figurförteckning	9
Förkortningar	10
1. Inledning	11
1.1. Eutrofiering och internbelastning av fosfor	12
1.2. Förbättringsåtgärder	13
1.2.1. Aluminiumbehandling	15
1.2.2. Phoslock	16
1.2.3. Muddring	16
1.2.4. Biomanipulering	16
1.3. Syfte	17
2. Metod och material	18
2.1. In situ-mätningar.....	18
2.2. Sedimentprovtagning	20
2.2.1. Fosforfraktionering.....	21
2.2.2. Inkuberingar.....	21
2.3. Vetenskapligt underlag.....	22
3. Resultat	23
3.1. In situ-mätningar.....	23
3.2. Sedimentprovtagning	26
3.2.1. Analys av sedimentskikt	26
3.2.2. Inkubering av sedimentproppar	29
4. Diskussion	31
4.1. In situ-mätningar.....	31
4.2. Sedimentprovtagning	31
4.2.1. Fraktioneringsanalys.....	31
4.2.2. Inkuberingsanalys.....	33
4.3. Felkällor	33
4.4. Förslag till åtgärdsarbete mot övergödning	34
4.5. Fortsatt arbete	35

Referenser	37
Tack.....	43
Bilaga 1	44

Tabellförteckning

Tabell 1. Åtgärder som kan minska internbelastningen av fosfor	15
Tabell 2. Tillståndsklassning av syrgaskoncentration av bottenvattnet i sjöar.....	19
Tabell 3. Tjocklek på sedimentskikt. Med tjocklek på skikt menas att exempelvis mellan 0-9 cm djup i sedimenten, skiktades 0-1 cm, 1-2 cm, 2-3 cm djup och så vidare, från ytan sett, för att senare analysera vartdera provet i laboratoriet.....	20
Tabell 4. Medelvattenhalt och medelhalt organiskt material i skikten 0-10 cm samt andel läckagebenägen fosfor och potentiell internbelastning i det aktiva sedimentsdjupet	26
Tabell 5. Dagar till avstannad syreförbrukning och potentiell internbelastning enligt inkuberingsanalysen. Enbart positiva värden, då internbelastning föreligger, är medtagna bland minvärdena. För uträkningen av potentiell internbelastning under en säsong, är totalvärdena beräknade för ett snitt av de två sjöarna	30
Tabell 1. Mätdata från den 16 november 2020. Tre platser provtogs, där mätvärde togs vid varje 50 cm djup	44
Tabell 2. Mätdata från den 8 december 2020. Samma platser som mättes i november, mättes även denna gång.....	45
Tabell 3. Mätdata från 18 februari 2021. De platser som mättes i november och december mättes även denna gång. En mätpunkt uppströms Fallbäcken, källa till huvuddelen av tillflödet, lades till	45
Tabell 4. Mätdata från 22 april 2021. Samma platser som mättes de tidigare tillfällena, mättes även denna gång. En plats i norra delen av Nordsjön där djupet är något större lades till	46
Tabell 5. Koncentrationer fosfor i V1	47
Tabell 6. Koncentrationer fosfor i V2.....	48
Tabell 7. Koncentrationer fosfor i N1	49
Tabell 8. Koncentrationer fosfor i N2.....	50

Figurförteckning

Figur 1. Karta över sjöarna. Vid Tega, öster om Vansjön, anlades våtmark under våren -21 och i söder är Svanviken, där regleringsdamm planeras. Topografisk webbkarta © Lantmäteriet.	14
Figur 2. Karta över sjöarna. Röd ring markerar provtagna djuphålor, orange mittpunkter och lila mätplatsen i Fallbäcken. Topografisk webbkarta © Lantmäteriet.....	18
Figur 3. Upptagning av sediment med Willnerhämtare. Foto: C. Agrillo	20
Figur 4. Sediment förbereds för skiktning. Foto: C. Agrillo	20
Figur 5. Inkuberingsproverna inför analys i laboratoriet. Foto: C. Agrillo	22
Figur 6. Löst syre på 0,5 m djup och vid botten vid de fyra mättillfällena.	23
Figur 7. Löst syre från 0,5 m till botten i V1.....	24
Figur 8. Konduktivitet från 0,5 m djup till botten i V1.	24
Figur 9. Turbiditet från 0,5m djup till botten i V1.....	24
Figur 10. Löst syre från 0,5 m till botten i V2.....	25
Figur 11. Löst syre från 0,5 m till botten i N1.....	25
Figur 12. Konduktivitet från 0,5 m djup till botten i V2.	25
Figur 13. Konduktivitet från 0,5 m djup till botten i N1.	25
Figur 14. Turbiditet från 0,5m djup till botten i V2.....	25
Figur 15. Turbiditet från 0,5m djup till botten i N1.....	25
Figur 16. Djupanalys V1 med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar löslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.	27
Figur 17. Djupanalys V2 med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar löslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.	27
Figur 18. Djupanalys N1 med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar löslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.	27
Figur 19. Djupanalys N2 med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar löslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.	27
Figur 20. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i V1.....	28
Figur 21. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i V2.....	28
Figur 22. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i N1.....	28
Figur 23. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i N2.....	28
Figur 24. Syrebehov i sedimentet vid de olika provtagningsplatserna.	29
Figur 25. Fosfors löslighet i sedimentspropparna.....	29

Förkortningar

V1	Vansjöns mittpunkt
V2	Vansjöns djuphåla
N1	Nordsjöns mittpunkt
N2	Nordsjöns djuphåla

1. Inledning

Under 1800-talet och 1900-talets första hälft sänktes och torrlades en stor andel sjöar i Sverige, främst för att skapa mer odlingsbar mark i ett land med stor befolkningsökning. Förutom mer odlingsbar mark, gav detta även försämrade förutsättningar för fiskar och fåglar. Kväveläckaget och erosionen ökade, där det senare förde med sig större mängder fosfor till vattnet (Svenskt vattenarkiv 1995). Vansjön, som numer delats upp i Vansjön och Nordsjön, är en av dessa sänkta sjöar då man dikade ur den runt 1902 (ibid.). Medeldjupet minskade med två meter, vilket resulterade i att sjöarna på många ställen bara har ett djup på en meter (Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening 2021:a).

Efter en vinter med kraftig syrebrist i bottenvattnet med massiv fiskdöd som följd, bildade de boende kring sjöarna föreningen som idag heter Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening. Föreningen, vars medlemstäckning är ca 75 % av alla hushåll i området, kan beskrivas som en med mycket stort lokalt engagemang där medlemmar innefattar både mindre privata fastighetsägare men även de med större andel markyta. Avsikten med arbetet i föreningen är att förbättra sjöarnas ekologiska och kemiska status för att uppnå bättre badvatten och fiske, öka biologisk mångfald i området och långsiktigt kunna bevara sjöarna genom att förhindra igenväxning (Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening 2021:b & 2021:c). Idag har sjöarna och dess avrinningsområde ett antal användningsområden såsom jordbruk, strandnära bete, skogsbruk samt friluftsliv med exempelvis fågelskådning och fiske (Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening 2021:d & 2021:e).

Vi står idag inför stora utmaningar för att säkra en trygg och hållbar värld. Därför har FN satt upp 17 globala mål, vilka ska nås till 2030 och även mindre projekt är berörda av dessa mål. Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening har för avsikt att förbättra sjöarnas näringsstatus med bibehållen markanvändning. Dessa avsikter kopplar till FN:s mål 2, i vilket man vill hålla hög matproduktion med hänsyn till ekosystem och klimatförändringar (UNDP 2021:a) och mål 6, som handlar om vatten och sanitet. I detta mål anges att avloppshantering och däri relaterade förbättringsåtgärder bör göras för att nå friska vatten med väl fungerande ekosystem (UNDP 2021:b) samt mål 15, i vilket man vill gynna biodiversitet och minska habitatsförlust (UNDP 2021:c).

Förbättringsarbetet relaterar även till EU:s ramvattendirektiv, i vilket minst statusen ”god” ska uppnås för alla vattentäkter (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG). God näringsstatus innebär att negativa effekter från antropogen påverkan, i relation till vad man kan förvänta sig av den specifika vattentäkten, inte påvisats vid provtagningar enligt kraven i direktivet (ibid.). Vid den senaste klassificeringen hade Vansjön och Nordsjön dålig ekologisk status och uppnådde inte god kemisk status. En anledning till att sjöarna fick dålig ekologisk status var höga halter näringsämnen och klorofyll A. Jordbruk, enskilda avlopp och historisk förorening anges som några källor till detta (VISS u.å.:a) och man slår fast att årlig antropogent betingad medelfosforbelastning måste minska med 66 kg för att miljö kvalitetsnormen ska kunna uppnås. Underlag till siffrorna är uträknad belastning i PLC6 och för avrinningsområdet anges det att jordbruket idag står för två tredjedelar av tillförseln samt enskilda avlopp för resterande del (VISS u.å.:b och Ejhed et al. 2016).

1.1. Eutrofiering och internbelastning av fosfor

Fosfor är ett av de viktigaste ämnena vad gäller att bygga upp organismer på jorden och behöver därför finnas tillgängligt för deras tillväxt. I kretsloppet är fosfor främst tillgängligt genom att det frigörs från nedbrutet organiskt material, genom vittring av mineral samt genom tillförsel från mänsklig aktivitet, såsom gödning av jordbruksmark (Girard 2014).

I limniska ekosystem är fosfor ofta det begränsande näringsämnet. Fosfor finns inte naturligt i gasform vilket innebär att egenskaper för fosfor likt kvävefixering inte kunnat utvecklats hos organismer. Därför kan ett fosforbegränsat limniskt ekosystem inte tillväxa mer än vad mängden fosfor i det tillåter medan ett kvävebegränsat ekosystem kan tillväxa ändå med hjälp av exempelvis kvävefixerande cyanobakterier (Brattberg 1977 samt Schindler et al. 2008). De externa källorna till fosfor kan delas in i punktkällor, med exempelvis enskilda avlopp, och diffusa källor, med odlad mark, betesmark, ökat vattenflöde vid stormar och avverkad skog som exempel (Baird & Cann 2012). Dock är fosfortillförseln till en sjö inte så enkel utan därtill kommer internbelastningen. Generellt sett kan man säga att när fosfor tillförs en sjö kan det transporteras vidare ut genom sjöns utlopp eller så magasineras det i sjöns sediment. Om fosfor som magasineras tillgängliggörs i vattnet så att organismer kan använda det, föreligger internbelastning. Hur stor nettointernbelastningen är räknas ut av förhållandet mellan mängden fosfor som fastläggs respektive frigörs från sedimenten (Huser et al. 2016:a). Olika sjöar har nettointernbelastning under olika delar av året mycket beroende av hur djupa de är. För grunda sjöar, såsom Vansjön och Nordsjön, förekommer oftast nettointernbelastning under vår och sommar, bland annat

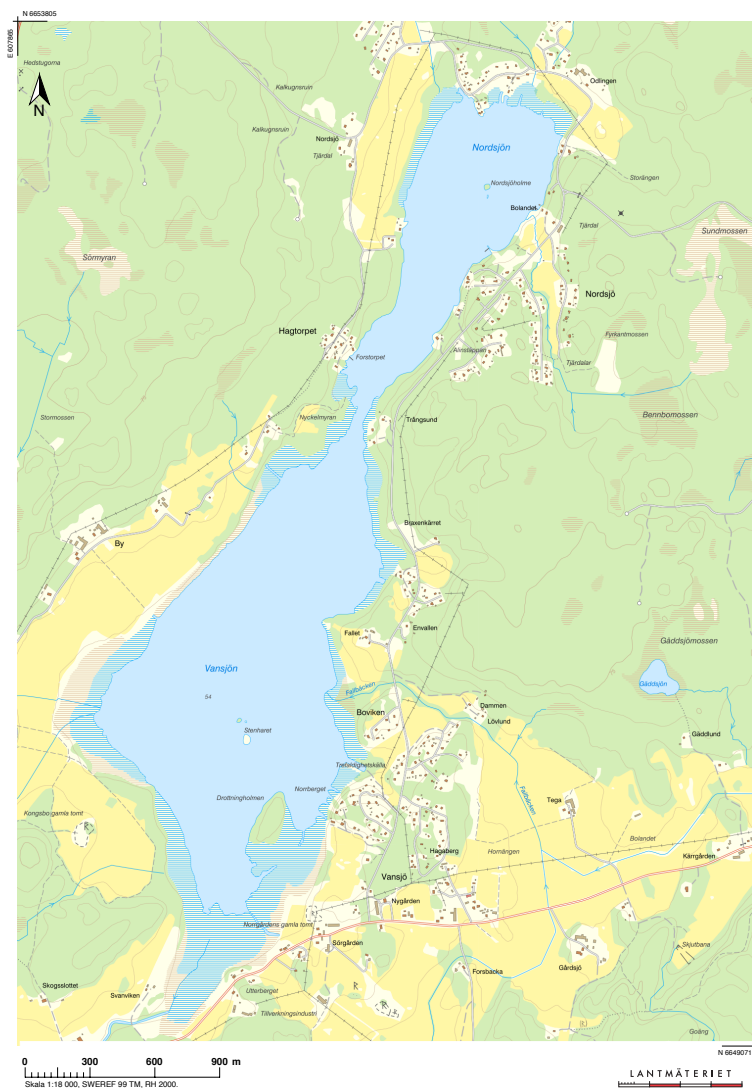
beroende på att omröringen av vattnet och sedimentet ökar med mer vind och bioturbation av fisk. Samtidigt ökar nedbrytningshastigheten av organiskt material till följd av högre temperaturer. När det organiska materialet bryts ned blir den bundna fosfor tillgänglig och dessutom minskar syrgashalten, vilket bidrar till att ytterligare fosfor kan frigöras från sedimenten. För att minska en sjös internbelastning av fosfor långsiktigt måste man göra åtgärder som minskar både extern- och internbelastningen (ibid.).

En sjös näringsstatus kan anges på en skala från oligotrof (näringsfattig), mesotrof (måttligt näringsrik), eutrof (näringsrik) till hypertrof (mycket näringsrik) (Huser et al. 2016:a). Enligt Länsstyrelsen tillhör Vansjön och Nordsjön de mer näringsrika sjöarna men just vilken av kategorierna ovan de bör placeras i omnämns inte (VISS u.å.:a). Ordet eutrof betyder som sagt näringsrik, vilket kan vara ett naturligt tillstånd för en sjö. Om däremot ett vatten går från ett mindre till ett mer näringsrikt tillstånd, kallas det eutrofiering eller övergödning. Detta kan rubba vattnets ekosystem och leda till negativa effekter för både människa och miljö (SMHI 2017). När näringstillgången blir större, växer chansen för primärproducenterna att öka. Primärproducenterna i sjöar består ofta av fytoplankton eller cyanobakterier, där de senare kan producera toxiner för människor och djur. Utöver toxinproduktion, är de ett dåligt födoalternativ för nästa trofinivå, zooplankton, vad gäller energiöverföring (Chislock et al. 2013). När zooplankton inte använder cyanobakterier eller inte använder tillräckligt mycket fytoplankton som föda ökar risken för algblooming. En ökad biomassa av fytoplankton kan även leda till ökad mängd zooplankton, vilket ger utrymme för planktonätande fisk, såsom små mörtar och ruda (Artfakta 2020:a & Artfakta 2020:b), att öka i mängd. Dessutom kan ljuset inte penetrera vattnet lika väl vid kraftig tillväxt av fytoplankton, vilket leder till att många bottenlevande undervattensväxter inte klarar av att växa. Även fisk som jagar genom att använda sin syn, såsom gädda (Ranåker 2012), får det mycket svårt att tillskansa sig föda och överleva (Chislock et al. 2013). Utöver att grumligheten kan bli ett problem för vissa fiskar, innebär också en för stor tillväxt av fytoplankton senare en stor sedimentation av dessa när de dör. När de ska brytas ned åtgår syret i vattnet, vilket kan bidra till syrefria botten (ibid.). I Vansjön har man även ett svagt bestånd av flodkräfta, vilket man gärna vill bevara (Pettersson & Sandell 2020). För att de ska trivas, bör syrehalterna vid botten ligga över 6 mg/L men de kan klara korta perioder med ned till 3 mg/L (Nyström et al. 2018).

1.2. Förbättringsåtgärder

I skrivande stund planeras en regleringsdamm anläggas vid Svanviken söder om sjöarna, se figur 1. Dammen förväntas stabilisera samt höja sjöarnas vattennivå och på så vis minska risken för syrebrist vid botten (Pettersson & Sandell 2020) bland

annat på grund av att flytbladsvegetation förväntas minska och därmed minska syreförbrukningen när de sedimenterar (Pettersson 2000). Detta ska i sin helhet kunna minska internbelastningen av fosfor långsiktigt (Pettersson & Sandell 2020). Ytterligare en åtgärd som är i planeringsstadiet och vilken kan förbättra statusen, är en fosfordamm som planeras anläggas i Mårtsbo uppströms Fallbäcken samt en våtmark vid Gårdsjön ¹. Dessutom är en kombinerad fosfordamm och våtmark redan anlagd vid Tega, uppströms Fallbäcken. Alla dessa åtgärder förväntas kunna minska den externa näringsbelastningen på Vansjön och Nordsjön (Hermansson 2019).



Figur 1. Karta över sjöarna. Vid Tega, öster om Vansjön, anlades våtmark under våren -21 och i söder är Svanviken, där regleringsdamm planeras. Topografisk webbkarta © Lantmäteriet.

¹ Åtgärder som är gjorda och planerade enligt information från boende vid sjöarna

Några övriga exempel på åtgärder som kan minska den externa belastningen är strukturkalkning av åkermarken, anpassad spridning av gödsel, skyddszon vid åkerkanten och från vattnet avstängsling av betesdjur (Gyllström et al. 2016 samt Kyllmar et al. 2013). För övrigt kan anläggande av tvåstegsdike och våtmark riktad mot både kväve och fosfor samt uppgradering av enskilda avlopp nämnas som viktiga åtgärder (Gyllström et al. 2016). För övrigt finns ett flertal åtgärder man kan vidta för att minska internbelastningen, varav några listas i tabell 1.

Tabell 1. Åtgärder som kan minska internbelastningen av fosfor

Åtgärd	Kostnad ^[1]	Livslängd ^[1]	Effekt ^[1]
Aluminiumbehandling	Förhållandevis billigt.	15 år	85 – 100 %
Phoslock	Kostsam åtgärd.	Okänt	30-90 %
Muddring	Kostsam åtgärd.	Okänt	0-50 %
Bio-manipulering	Förhållandevis billigt. ^[2]	2-5 år ^[2]	0-10 % ^[2]

^[1]Huser et al. 2016:a

^[2]Baserat på studier från bio-manipulering enbart genom utfiskning i ^[1]

1.2.1. Aluminiumbehandling

Aluminiumbehandling av fosforrika sediment har gjorts i mer än 40 år och i vatten med pH mellan 6,0 och 9,0 anses det vara en säker behandlingsform för vattenlevande organismer. I en del studier har negativ effekt påvisats på vissa fjädermyggarter samt annan bentisk (bottenlevande) fauna och vid långtidsexponering med upprepad aluminiumbehandling har abborre påverkats negativt medan engångsexponering inte visat ha lika stor negativ effekt på vattenlevande organismer enligt en sammanställning av Huser och Köhler (2012).

Aluminium binder så starkt till fosfor att det kan ses som en permanent fastläggning av näringsämnet. Därmed blir behandling med aluminiumsalter ett effektivt och snabbt sätt att förbättra en internbelastad sjös status. Traditionellt har man behandlat genom att tillsätta aluminium vid ytan eller strax ovanför sedimenten. Risken med detta är att det kan transporteras bort och därmed bli en ineffektiv behandlingsform. När man istället injicerar aluminium i sedimentet binder det till fosfor direkt där det tillsatts, vilket ger en effektiv behandling (Schütz et al. 2017 samt Huser 2016:b).

Behandling av sedimenten med aluminium kan vara effektivt, men om bio-manipulation inte också görs finns risken att siktdjupet ändå inte förbättras. Trots att fosforkoncentrationen i vattnet minskar, kan karpfiskar såsom mört och ruda orsaka bioturbation och ge ett fortsatt grumligt vatten om man bara siktar in sig på den förstnämnda åtgärden (Jensen et al. 2015).

1.2.2. Phoslock

Phoslock är en produkt där man kombinerat grundämnet lantan och bentonitlera, och är avsedd att tillsättas på liknande sätt som man traditionellt tillsätter aluminium; som en uppslamning strax under vattenytan. När Phoslock sjunker till sedimentet ska lantanet reagera med fosfor och binda det så hårt att fosfor inte ska kunna återgå till löst form (Phoslock Europe GmbH u.å.). I en studie av Blázquez Pallí (2015) påvisades dock mycket sämre effektivitet för Phoslock och påtagligt större kostnad än behandling med aluminium, varför djupare analys inte görs här.

1.2.3. Muddring

Liksom aluminiumbehandling är muddring ett stort ingrepp som kan påverka ekosystem drastiskt. Långvarig muddring kan störa fisksamhällen då näringsväven kan ändras till följd av att en del bentisk fauna och zooplankton minskar eller helt slås ut. Dessutom kan långvarig muddring störa fiskarna på grund av buller och om ingreppet är väldigt stort kan lotisk fisk (fisk som lever i stilla vatten) vantrivas och vandra mot lugnare vatten (Freedman et al. 2012). I en studie där man under fem års tid studerade ett flertal parametrar såsom bentisk fauna, zoo- och fytoplankton, siktdjup, totalkväve och totalfosfor före, under och efter muddring, såg man omedelbar negativ effekt på ekosystemet som helhet vid ingreppets utförande. Den bentiska faunan hade svårt att återhämta sig på den muddrade botten medan muddringen tycktes främja en ökning av bentos (bottendjur) där inget ingrepp gjorts. Man såg även en tydlig minskning av bland annat kväve, fosfor och fytoplankton. Effekterna varade ungefär två år varpå systemet återgick till den tidigare näringsstatusen, då inga övriga åtgärder gjordes för att minska den externa belastningen av näringsämnen (Jing et al. 2019).

1.2.4. Biomanipulering

Vid provfiske 2005 konstaterades att i sjöarna lever mört, sarv, sutare, ruda, gers, abborre och gädda, där småfisk och karpfisk dominerade (Lindqvist et al. 2005). Av nästan 5 000 fångade fiskar bestod 0,1 % av gädda och mört utgjorde 66,2 %. Värt att notera är att gädda stod för 22,4 % av den cirka 66 kg totalmassan fångad fisk och mört 42,8 % (ibid.). Att just mörten dominerar i antal kan ha att göra med att de trivs i näringsrika sjöar, att de inte behöver god syn för födosök samt att de har en bred födopreferens (Artfakta 2020:a). I en sjö med övergödningssproblematik där internbelastning av fosfor föreligger kan en hög andel karpfiskar vara negativt. Detta då de kan orsaka bioturbation, vilket innebär att de rör runt i och frigör fosfor från sedimenten och gör det tillgängligt för primärproducenter (Hallden 2007). I motsats till karpfiskar kan piscivorer som gädda och abborre minska internbelastningsproblematik. Piscivorererna äter karpfiskarna, varpå mängd

zooplankton kan öka, vilka livnär sig på primärproducenter som då minskar i mängd (Östman & Bergström 2017).

Biomanipulering innebär att man på biologisk väg ändrar förutsättningarna i ekosystemet. Två mycket vanliga sätt i limniska system är utfiskning av karpfiskar och inplantering av piscivora fiskar. Om man fiskar ut karpfiskarna tillräckligt mycket, kan zooplankton få bättre förutsättningar för att minska mängden fytoplankton, vilket kan öka siktdjup och ljuspenetration av vattnet. I och med detta får undervattensvegetationen större förutsättning att växa till, vilket kan binda fosfor både i växt och i botten via rötternas bindning av sedimenten. Dessutom minskar bioturbationen med minskade karpfiskar (Naturvårdsverket 2003).

Vad gäller piscivorer i svenska sjöar, är tre av de vanligaste abborre, gädda och gös (Sveriges vattenmiljö u.å.). Av dessa finns, som tidigare uttalat, de två förstnämnda i Vansjön och Nordsjön men ingen rapport om gös har gjorts (Lindqvist et al. 2005). Gösen har preferens för näringsrika, något grumliga sjöar och främst lever de i djupare sjöar men klarar sig även bra i de grunda (Artfakta 2020:c). När experiment gjordes med att plantera in gös i en sjö där abborre och gädda fanns, ökade gäddan i antal medan abborren minskade något (Schulze et al. 2006).

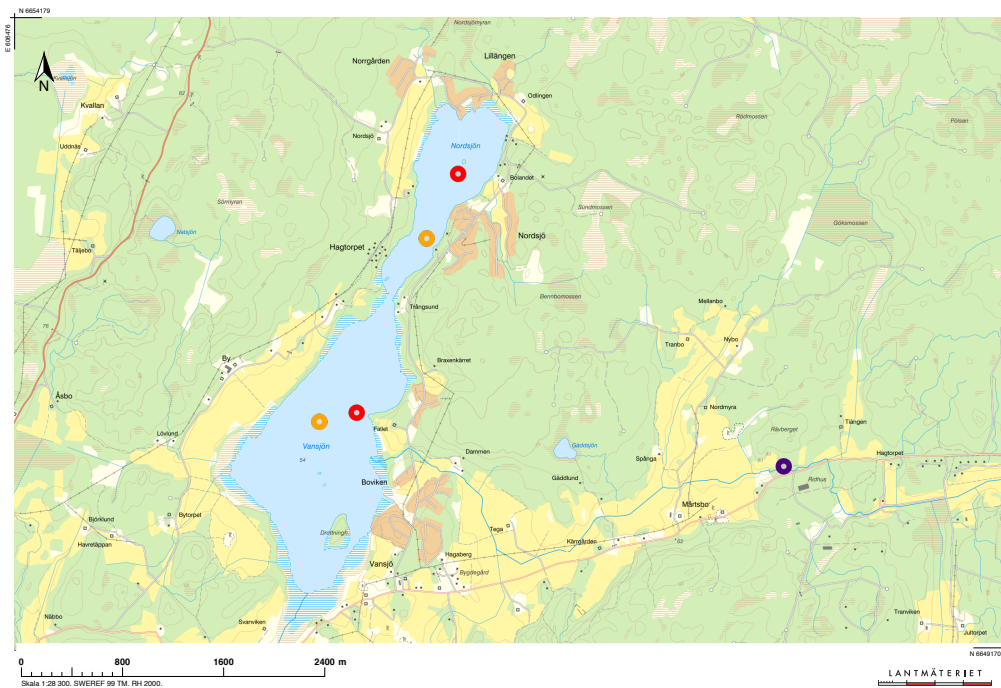
1.3. Syfte

Arbetet med denna undersökning syftar till att kvantifiera internbelastningen av fosfor i Vansjön och Nordsjön samt att rekommendera åtgärder för att förbättra sjöarnas näringsstatus, med avseende på minskade eller otillgängliga fosforkoncentrationer i sedimenten.

2. Metod och material

2.1. In situ-mätningar

Mätningar av pH, turbiditet, löst syre, temperatur, tryck, djup och konduktivitet gjordes med hjälp av en YSI ProDSS handenhet. Plats för mätningar bestämdes efter granskning av djupkartor och i samråd med handledare. De ungefärliga platserna där mätningar gjordes är markerade på kartan i figur 2.



Figur 2. Karta över sjöarna. Röd ring markerar provtagna djuphål, orange mittpunkter och lila mätplatsen i Fallbäcken. Topografisk webbkarta © Lantmäteriet.

Mätningar från 2020 gjordes från båt. I februari 2021 var sjöarna frusna sedan årsskiftet², varför mätning gjordes efter att ha borrarat hål i isen. I april hade isen gått och mätningar gjordes återigen från båt. Alla markerade platser provtogs inte varje gång, se tabell 1-4 i bilaga 1.

Syremätning av bottenvattnet gjordes för att kunna jämföra sjöarnas status över säsongerna då minskad syrehalt kan leda till ökad internbelastning. Tillståndsklassning relaterat till syrgaskoncentration (HVMFS 2019:25) finns i tabell 2.

Tabell 2. Tillståndsklassning av syrgaskoncentration av bottenvattnet i sjöar

Beskrivning	Gräns
Hög	>7,00 mg/L
God	5,00-7,00 mg/L
Måttlig	4,00-5,00 mg/L
Otillfredsställande	2,00-4,00 mg/L
Dålig	-10,00-2,00 mg/L

Turbiditet presenteras i uppsatsen då det är ett mått på lösta partiklar i vattnet. Dessa för ofta med sig bundna metaller såsom fosfor, varför det finns en korrelation mellan dessa (Fölster et al. 2019). För att göra ett klart samband krävs täta mätningar (ibid.) och måttet i denna studie används främst för att upptäcka eventuella skillnader mellan mättillfällena.

Konduktivitet är beroende av joner, vilka kan öka i koncentration under vintern till följd av vattentillförsel via djupa grundvattenmagasin medan de kan minska något när vattentillförseln främst sker genom regn och ytliga grundvattenmagasin. För konduktivitet användes värdet som var omräknat till 25°C för att göra mätningarna jämförbara. Svenska sjöar brukar ha en konduktivitet mellan 5-40 mS/cm, där de högre värdena ofta representerar eutrofierade sjöar (Blixt 2013 & Bergström 2016). I december mättes även siktdjup med Secchiplatta samt i februari och april togs vattenprov för kontroll av pH.

² Enligt information från boende vid sjöarna

2.2. Sedimentprovtagning

Sedimentproverna togs den 27 april 2021 då det skulle göras inom fyra veckor efter issmältning, vilket skedde runt den 30 mars 2021³. Sediment samlades på platserna som är röd- och orangemarkerade i figur 1. Upptagning av sedimentpropparna gjordes med hjälp av en Willnerhämtare, se figur 3 och 4.



Figur 3. Upptagning av sediment med Willnerhämtare. Foto: C. Agrillo 2021



Figur 4. Sediment förbereds för skiktning. Foto: C. Agrillo 2021

Vid varje plats togs två proppar varav den ena skiktades på plats enligt tabell 3. Dessa skikt kyldes för att analyseras i laboratoriet måndagen efter, vilket inföll den 3 maj. Oskiktade proppar analyserades löpande i inkuberingsanalys.

Tabell 3. Tjocklek på sedimentskikt. Med tjocklek på skikt menas att exempelvis mellan 0-9 cm djup i sedimenten, skiktades 0-1 cm, 1-2 cm, 2-3 cm djup och så vidare, från ytan sett, för att senare analysera vardera provet i laboratoriet

	Skikt					
	cm					
Djup V1	0-9	9-19	19-22	22-24	24-27	27-29
Djup V2, N1 och N2	0-10	10-20	20-23	23-25	25-28	28-30
Tjocklek per skikt	1	2	kasserades	2	kasserades	2

³ Enligt information från boende vid sjöarna

2.2.1. Fosforfraktionering

Analysen av fosfor i sedimentskikten gjordes enligt en metod utvecklad av Psenner et al. (1988), vilken har modifierats av Hupfer et al. (1995). I metoden analyseras mängden löst bunden fosfor och fosfor i porvatten, järn- och manganbunden, kalciumbunden, aluminiumbunden och organiskt bunden fosfor. Genom att använda ammonium molybdat blue-metoden (Murphy & Riley 1962), analyserades absorbansen, tillika fosforkoncentrationen i de olika fraktionerna vid 880 nm i spektrofotometer. Proverna frystorkades vid -70°C i 24 timmar och skillnaden i vikt före och efter torkning mättes för att räkna ut vattenhalten i respektive fraktion. Därefter glödgades proverna vid 550°C i två timmar för att med vikten efter räkna ut densitet enligt Håkanson & Jansson (1983).

2.2.2. Inkuberingar

De sedimentsproppar som inte skiktades på plats, fylldes med ungefär hälften sediment respektive sjövattnet. Ett lock förberett med rör för åtkomst med termometer sattes på toppen och syresensorer sattes fast på insidan av rören, ca 5 cm ovanför sedimentets yta, se figur 5. Mineralolja tillsattes på vattenytan och röret täcktes för att förhindra kontakt med luftens syre. Vid analyserna av sedimenten rördes vattnet om och temperatur och syremängd loggades. Varannan till var tredje dag från den 3 maj togs ett vattenprov ut.



Figur 5. Inkuberingsproverna inför analys i laboratoriet. Foto: C. Agrillo 2021

När alla analysresultat från inkuberingen tagits och syrenivån i vattnet ovan sedimenten sjunkit till $<0,2$ mg/L, analyserades fosforhalten i vardera taget vattenprov enligt samma metod som i 2.1, med spektrofotometer vid 880 nm. Fosfors potentiella löslighet från sedimenten beräknades genom att räkna ut dagsnittet som löstes ut i vattnet mellan de provtagna tillfällena.

2.3. Vetenskapligt underlag

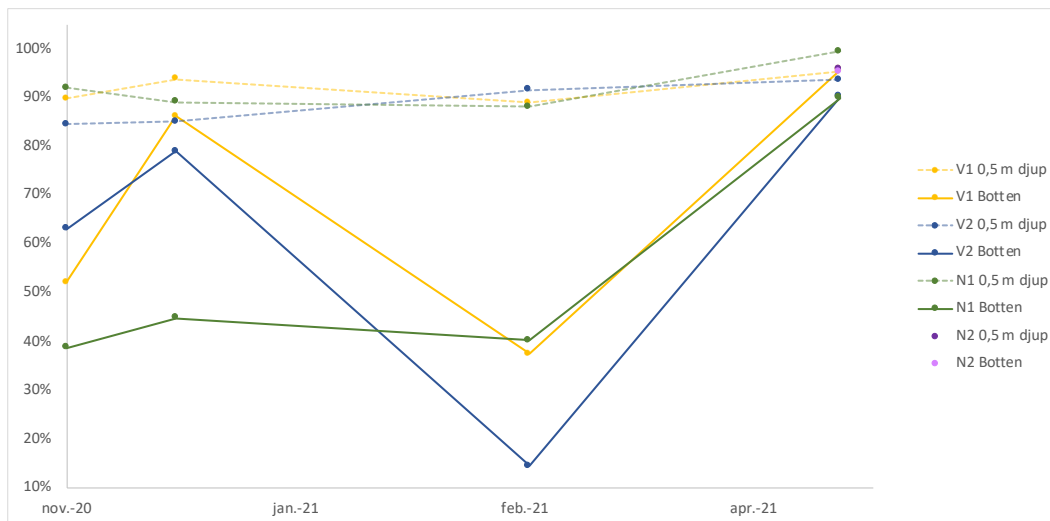
Underlag samlades genom att läsa rapporter på tidigare och pågående projekt i sjöarna, delgivna av Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening. Forskare inom ämnena fosfor, internbelastning, näringsläckage och buffertzoner rådfrågades. Vetenskapliga artiklar söktes i databasen PRIMO. Artiklar som hamnade för långt från ämnet, såsom muddring av havsmiljöer i tropiska områden, sällades bort. Artiklar som var äldre än 15 år användes endast om de ansågs tillräckligt relevanta, exempelvis om forskare inom ämnet använde sig av samma referens. För att svara på frågor kopplade till exempelvis svensk miljöproblematik och artkunskap, som inte besvarades i någon vetenskaplig artikel, användes sökning på Google. Utöver specifik information om till exempel Phoslock togs källor som kom från en myndighet när Google-sökningar gjordes.

3. Resultat

Samtliga fysiokemiska mätvärden uppmätta med handenheten, siktdjup samt de pH-värden som uppmättes på labb återfinns i tabell 1-4 i Bilaga 1. Koncentrationer fosfor uppmätta i sedimentpropparna finns i samma bilaga, tabell 5-8.

3.1. In situ-mätningar

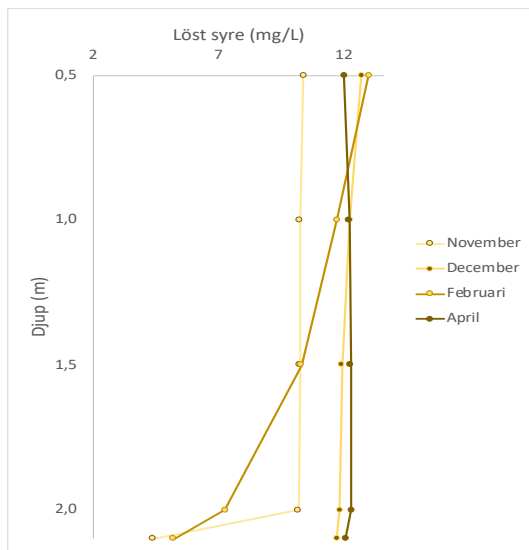
Vid de olika provtagningarna skiljde sig syrenivåerna åt, se figur 6. Vid ytan ändrade sig syrenivåerna mycket lite, medan bottenvattnets syrehalt växlade mycket. Störst skillnad ser man i V2, vilken hade en topp i december och dal i februari. Alla mätningarna i Vansjön följde ett gemensamt mönster medan syrenivån i Nordsjön inte hade lika höga värden i december. Vid mätning i april steg syrenivåerna över 100 % vid 1,0 och 1,5 m djup i N1 och N2, vilket ofta beror på pågående fotosyntes i vattnet (Xylem 2019). Syrenivån från yta till botten på vardera mätplatsen återfinns i figur 7, 10 och 11.



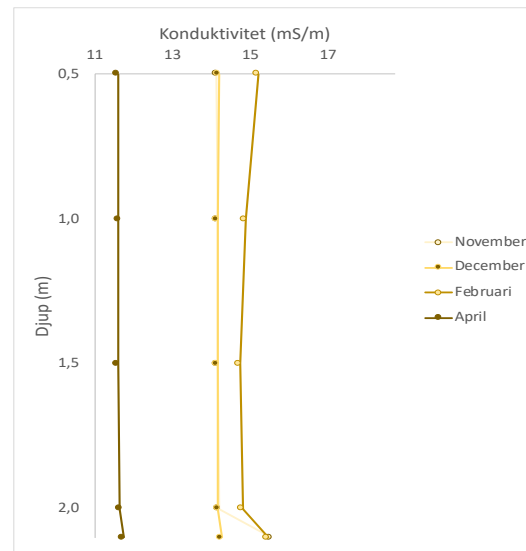
Figur 6. Löst syre på 0,5 m djup och vid botten vid de fyra mättillfällena.

Förutom fluktuation i syrenivåer, skiljde sig konduktiviteten en del mellan höst, vinter och vår, vilket tyder på olika mycket lösta salter i vattnet. Innan isen hade lagt sig, låg konduktiviteten i allmänhet strax under 14 mS/m medan det steg under vintern. Skillnaderna mellan uppmätta värden under vintern var större och låg mestadels mellan 14 och 15 mS/m. När senare isen smält bort, sjönk konduktiviteten och låg runt 11 mS/m på alla mätplatser, se figur 8, 12 och 13.

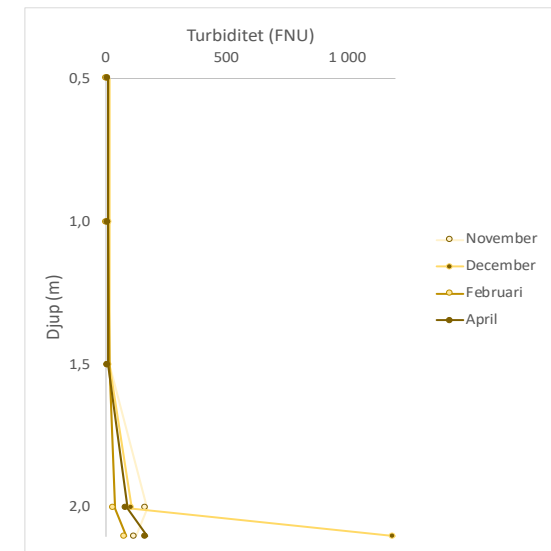
Turbiditeten ökade med djupet på alla mätplatser, se figur 9, 14 och 15. Störst skillnad i turbiditet mellan mättillfällena syntes i N1. V2 och N1 hade högst turbiditet vid första mättillfället medan V2 var lägre resterande mätningar. N1 hade hög turbiditet även i februari.



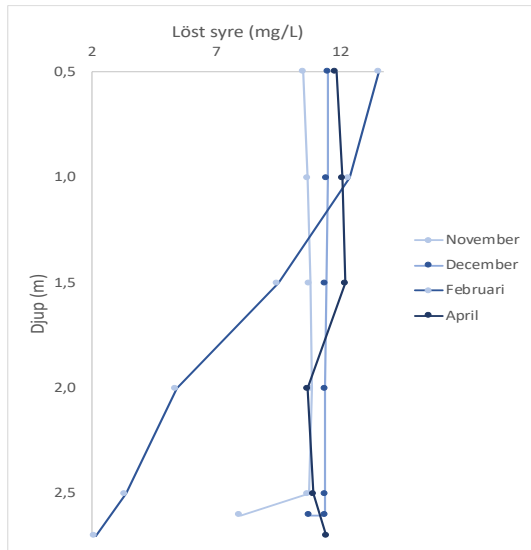
Figur 7. Löst syre från 0,5 m till botten i V1.



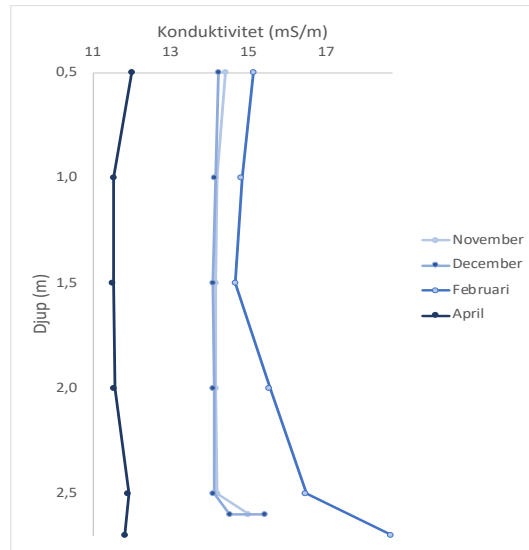
Figur 8. Konduktivitet från 0,5 m djup till botten i V1.



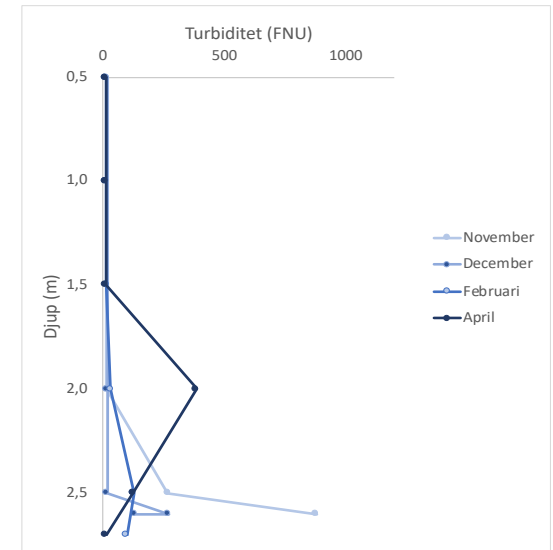
Figur 9. Turbiditet från 0,5m djup till botten i V1.



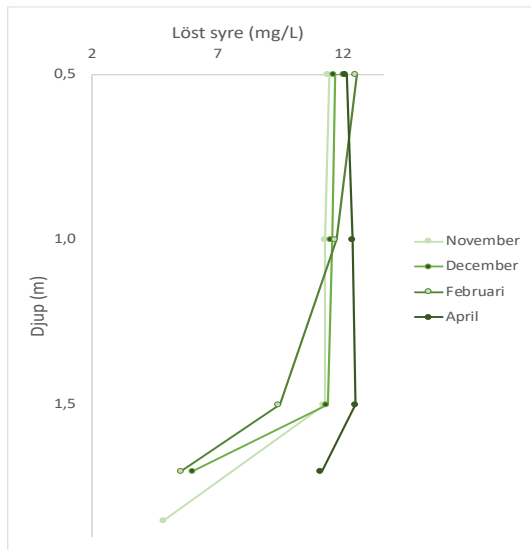
Figur 10. Löst syre från 0,5 m till botten i V2.



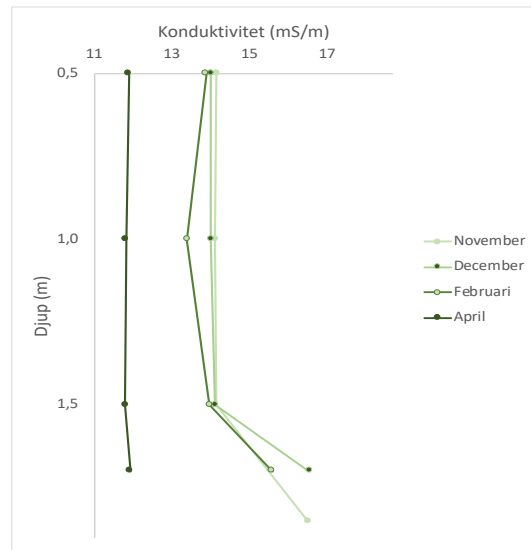
Figur 12. Konduktivitet från 0,5 m djup till botten i V2.



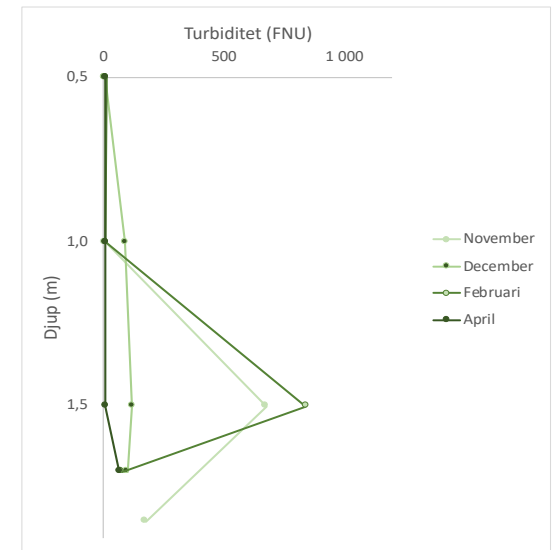
Figur 14. Turbiditet från 0,5m djup till botten i V2.



Figur 11. Löst syre från 0,5 m till botten i N1.



Figur 13. Konduktivitet från 0,5 m djup till botten i N1.



Figur 15. Turbiditet från 0,5m djup till botten i N1.

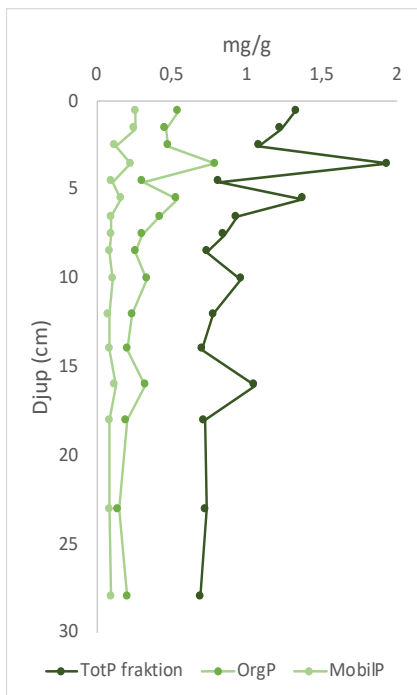
3.2. Sedimentprovtagning

3.2.1. Analys av sedimentskikt

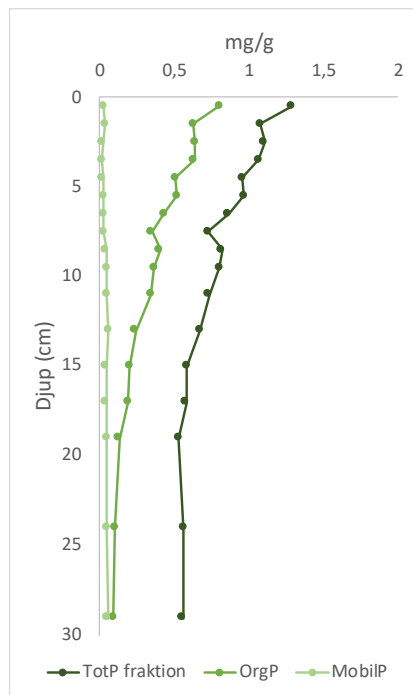
Analysen påvisade en total fosforhalt i skikten 0-5 cm på ca 1-1,5 mg per g torrsvikt. Nedåt minskade halten och stabiliserades vid 15 cm. Mest tillgängliga fosforformer, summerade som MobilP i figur 16-19, fanns i låg koncentration i relation till total halt. Organiskt bunden P fanns i något högre halter, allra helst i Nordsjön. Detta var även den vanligaste formen i Vansjön, se figur 20-23. Därefter var kalciumbunden fosfor en av de mer vanliga, allra helst i Nordsjön, där den också ökade i koncentration med djupet medan järnbunden fosfor var mycket liten i N1 och N2 jämfört med V1 och V2. Aluminiumbunden fosfor återfanns i låga halter, om än något högre i djuphålor. Medelvattenhalten översteg 90 % vid alla platser och medelhalten organiskt material låg runt 20 % i Vansjön samt 32 respektive 42 % i Nordsjön, se tabell 4. Andelen läckagebenägen fosfor mellan 0-15 cm, vilket antas vara det aktiva djupet baserat på stabiliseringen av fosforhalter vid det djupet, se figur 16-19, räknades ut till värden runt 4 g/m², se tabell 4. Den potentiella internbelastningen räknades ut för Vansjön och listas i densamma tabell.

Tabell 4. Medelvattenhalt och medelhalt organiskt material i skikten 0-10 cm samt andel läckagebenägen fosfor och potentiell internbelastning i det aktiva sedimentsdjupet

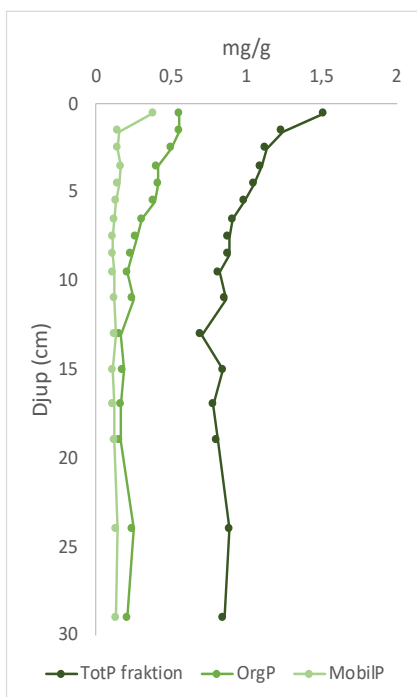
	Vattenhalt	Organiskt material	Läckagebenägen fosfor	Potentiell internbelastning
	%	%	g/m ²	mg/m ² /d
V1	90	20	4,3	1,8
V2	91	19	4,2	1,6
N1	94	32	4,0	-
N2	93	42	4,1	-



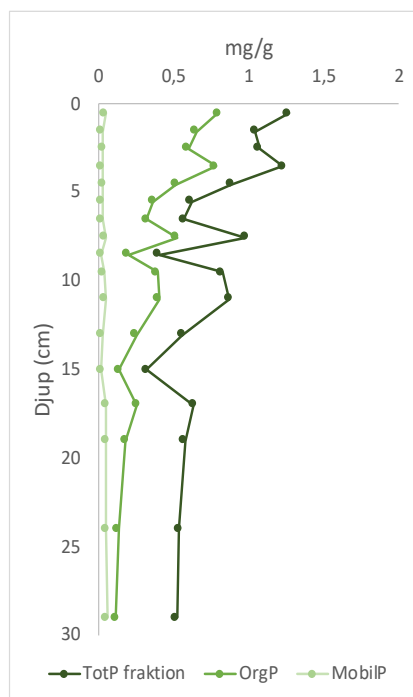
Figur 16. Djupanalys VI med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar lättlöslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.



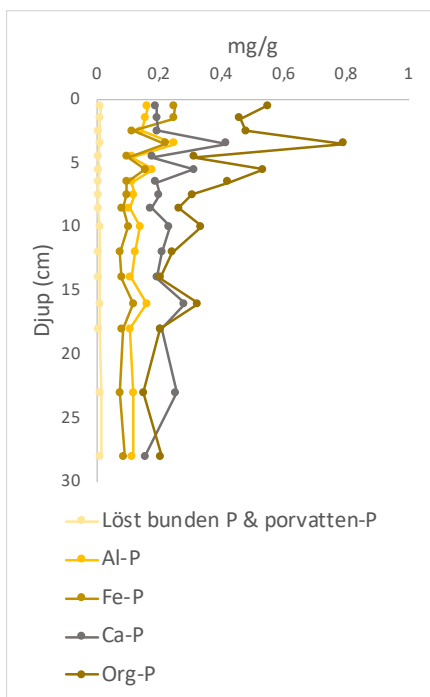
Figur 18. Djupanalys N1 med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar lättlöslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.



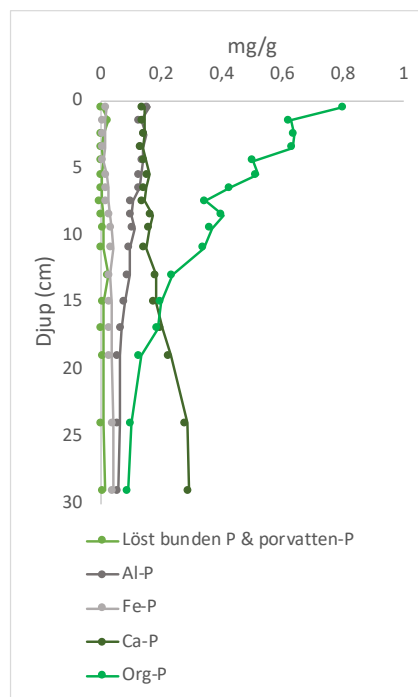
Figur 17. Djupanalys V2 med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar lättlöslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.



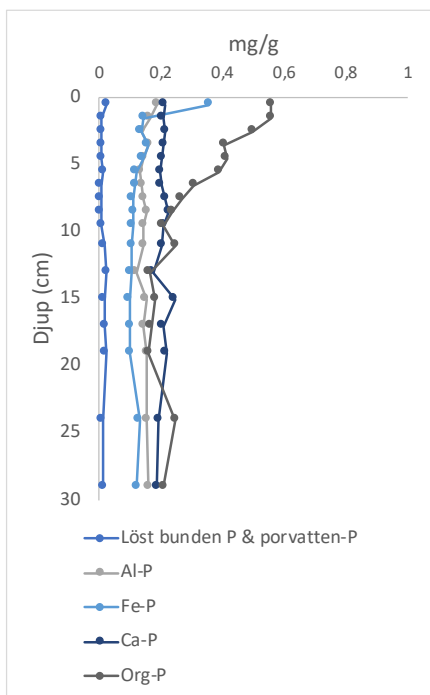
Figur 19. Djupanalys N2 med de mest lättsläppliga fosforformerna. Mobil fosfor innefattar lättlöslig fosfor, porvattenfosfor och järnbunden fosfor.



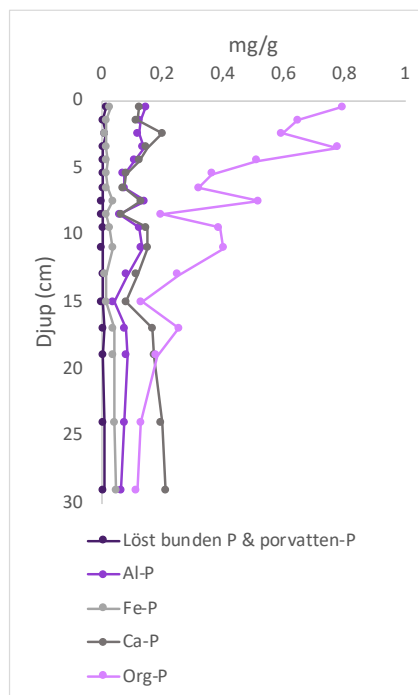
Figur 20. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i V1.



Figur 22. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i N1.



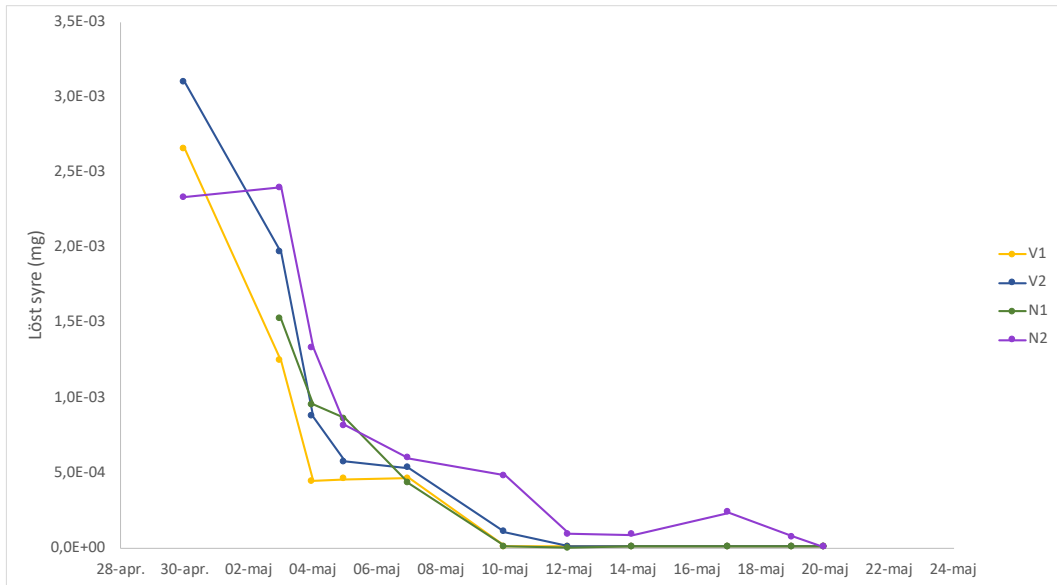
Figur 21. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i V2.



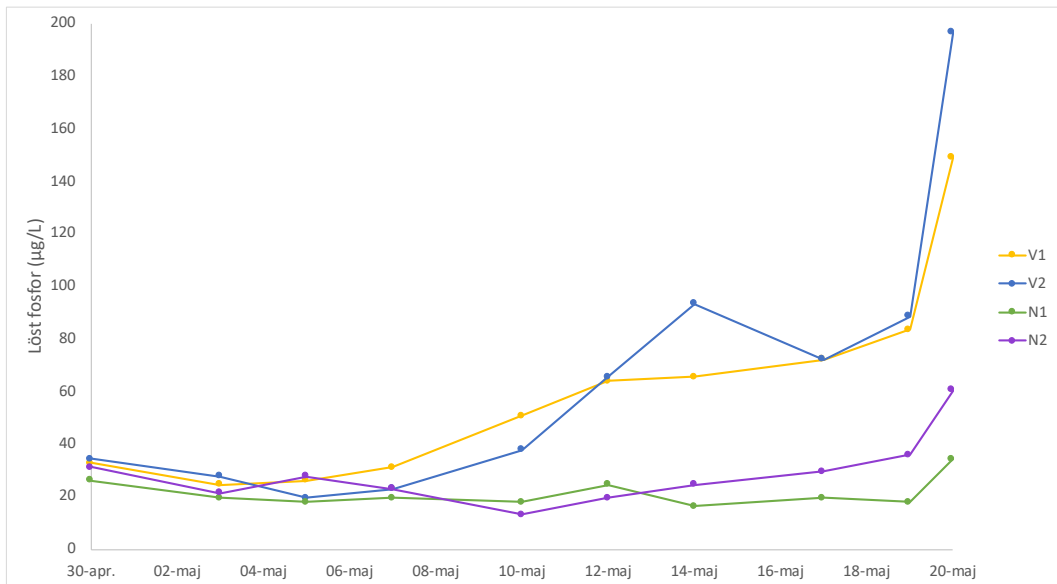
Figur 23. Analyserad koncentration av olika former av fosfor i N2.

3.2.2. Inkubering av sedimentproppar

Syreförbrukningen i inkuberingarna var likvärdig för sedimenten i V1, V2 och N1 medan N2 minskade något långsammare, se figur 24. Läckaget fosfor var mer än dubbelt så högt i V1 och V2 jämfört med N1 och N2, se figur 25. I de två figurerna syns även en korrelation mellan minskad syrehalt och ökad löslighet av fosfor, extra tydlig efter den 12 maj i V1 och V2.



Figur 24. Syrebehov i sedimentet vid de olika provtagningsplatserna.



Figur 25. Fosfors löslighet i sedimentspropparna.

V1, V2 och N1 hade störst syreförbrukning mellan provstart den 28 april, och den 10 maj medan N2 fortsatte att minska i någorlunda hög takt ytterligare några dagar. Antal dagar till avstannad syreförbrukning listas i tabell 5. Den genomsnittliga potentiella internbelastningen var 5,30 respektive 5,21 mg/m²/d i V1 och V2 medan det var så lågt som 0,70 och 0,04 mg/m²/d i N1 och N2, vilket listas i densamma tabellen. Omräknat per säsong (90 dagar) skulle internbelastningen kunna stå för ett medel av mellan 195,5 och 2768,7 kg fosfor beroende på de yttre förutsättningarna.

Tabell 5. Dagar till avstannad syreförbrukning och potentiell internbelastning enligt inkuberingsanalysen. Enbart positiva värden, då internbelastning föreligger, är medtagna bland minvärdena. För uträkningen av potentiell internbelastning under en säsong, är totalvärdena beräknade för ett snitt av de två sjöarna

	Till avstannad syreminskning dagar	Potentiell internbelastning per dag			area m ²	Potentiell internbelastning per säsong		
		mg/m ² /d	mg/m ² /d	mg/m ² /d		kg	kg	kg
		medel	min	max		medel	min	max
V1	12	5,30	1,09	8,45	6,00E+05	662,6	136,8	1938,1
V2	14	5,21	1,76	15,38				
N1	12	0,70	1,10	4,21	1,40E+06	19,9	59,6	227,6
N2	22	0,04	1,86	3,74				
Tot					2,00E+06	506,3	195,5	2768,7

4. Diskussion

4.1. In situ-mätningar

Vid provtagning av syrenivåer var det två tillfällen som stod ut extra mycket. I februari mättes syrenivåerna vid botten i V2 till nära noll, vilket skulle klassificeras som en status av dålig enligt Havs- och Vattenmyndigheten, se tabell 2, och i april, då det översteg 100 % i N1 och N2. Att syrenivån vid botten går så pass lågt som det gjorde under vintern kan vara mycket negativt för sjöarnas ekosystem. Dels finns fiskar som är mer eller mindre känsliga för syrebrist, dels huserar sjöarna flodkräfta, vilken inte är tålig för alltför låga syrehalter (Nyström et al. 2018). Om man i framtiden vill ha ett välmående ekosystem och tillväxt av kräfta, är det av allra högsta vikt att åtgärda problemen med syrebrist. När det kommer till mycket höga syrehalter beror det, som tidigare nämnt, ofta på en fotosyntesgrad i vattnet (Xylem 2019), vilket skulle kunna vara en förklaring här. Vid mätningen hade sjöarna varit isfria i nästan en månad vilket kan tillåta växter, plankton eller cyanobakterier att börja tillväxa.

Vad gäller uppmätt konduktivitet, var november och december jämförbara medan februari steg en del. Turbiditeten ökade vid botten, allra helst i V1 och V2 vid novembermätningen. Det kan bero på en omröring av sedimenten av exempelvis fiskar men det kan även bero på felaktig hantering av utrustningen och att sensorn gick ända ned i sedimenten, vilket även skulle kunna förklara den samtidiga nedgången av syrehalten vid botten vid det mättillfället.

4.2. Sedimentprovtagning

4.2.1. Fraktioneringsanalys

När partiklar sedimenterar till botten är det vanligt att de största mängderna fosforhaltiga sediment transporteras med hjälp av vind, vågor och resuspension till följd av bioturbation, till de djupare delarna vilka bildar ackumulationsbottnar

(Huser 2018). Därför fanns det innan provtagningen påbörjades en förväntan om att V2 skulle ha den största andelen fosfor, då det är den djupaste platsen i de två sjöarna. Detta stämde också efter sammanställd analys men V1 kommer inte långt därefter. I och med att totalt en cm mindre analyserades i V1 än övriga platser, är det rimligt att anta att fosforkoncentrationerna på de två analyserade platserna i Vansjön är mer eller mindre likvärdiga. Samtliga provtagna platser tycks också vara ackumulationsbottnar för fosforrika sediment, då analysen av skikten 0-10 cm påvisade en vattenhalt över 90 % vid samtliga platser och andelen organiskt material var väl över 10 %, vilket kan jämföras med tidigare provtagning av Övre och Nedre Milsbosjön samt Norrviken (Huser 2018 & Arvidsson et al. 2013). Att samtliga platser kan vara ackumulationsbottnar skulle kunna bero på att utflödet från Vansjön är något begränsat på grund av ett tätt vassbälte norr om utloppet vid Svanviken. Detta skulle kunna leda till att fosfor som inkommer i sjön också blir kvar.

De övre 10 cm på alla fyra analyserade platser innehöll i snitt ca 1 mg fosfor/g torrsvikt med en variation på ca 0,5-2 mg fosfor/g torrsvikt beroende på djup och plats. Överlag påvisades högre halter fosfor i Vansjön än i Nordsjön. Vad gäller total fosforhalt i de analyserade skikten, kan det jämföras med bedömningen som gjordes i Milsbosjöarna, vilket innebär en låg till mycket låg halt totalfosfor i de analyserade skikten (Huser 2018). Vad gäller den mobila fosfor, vilken är den som främst interagerar med vattnet och lätt övergår till löst form, fanns den endast i ytterst låga halter i Nordsjön men något högre i Vansjön. Vid 8-10 cm djup började denna fraktion minska tydligt i V1 och V2, vilket ihop med den avtagande koncentrationen total fosfor i skikten kan indikera att det aktiva sedimentdjupet börjar avta här och går mot inerta former (Rydin 2005). Från de översta skikten ned till 10-20 cm djup, var organiskt bunden fosfor den vanligast förekommande fraktionen vid alla mätplatser. Den organiskt bundna fosfor är lättillgänglig under varma perioder och utgör källan till mobil fosfor, när det organiska materialet bryts ned (ibid.). Som slås fast i en rapport av Huser (2018), är det den läckagebenägna fosfor, bunden till organiskt material, järn eller i löst form som är mer eller mindre avgörande för internbelastningen. I sjöarna beräknades dessa delar till mellan 4,0-4,3 g/m², nivåer som kan jämföras med de uppmätta i Norra Bergundasjön och Bällstaviken-Ulvsundasjön och nivåerna ligger på mer än dubbelt så höga nivåer som Laduviken och Magelungen. Nivåerna är även jämförbara med de lägre uppmätta i Riddarfjärden och Djurgårds Brunnsviken. Av dessa sjöar, har eller ska de flesta genomgå aluminiumbehandling av sedimentet för att binda överskottet fosfor och anses alltså ha en för hög koncentration läckagebenägen fosfor i sedimenten (Huser u.å.).

Baserat på en jämförelse med en sammanställning av sjöars trofiska status i relation till potentiell hastighet för intern belastning (Huser & Köhler 2014), skulle Vansjön

placeras bland eutrofa eller hypertrofa sjöarna medan Nordsjön möjligtvis skulle hamna med de mesotrofa. Samtidigt kan man även se till djupleds uppmätt totalfosfor i vartdera skiktet och jämföra med resultaten från en studie av Carey och Rydin (2011), där man såg en korrelation mellan trofinivå och ändring av fosforkoncentration djupleds. I artikeln konstaterade man att i eutrofa sjöar, minskar fosforkoncentrationen i sedimenten djupleds, vilket det också tydligt gör i alla provtagna sediment i Vansjön och Nordsjön. Med detta i åtanke är det rimligt att tänka sig att både Vansjön och Nordsjön har en trofinivå av minst eutrof.

4.2.2. Inkuberingsanalys

Från inlett försök tog det mellan 12 och 22 dagar för sedimentspropparna att nå mycket låga syrehalter. Efter att detta nåtts, syntes en markant ökning av lösligheten av fosfor. Detta kan i enlighet med resonemang av Huser och Kikuchi (2017) tolkas som att det tar ca två veckor för de flesta provtagna platserna i sjöarna att nå så pass låga syrenivåer att internbelastningen ökar. Under de två inledande veckorna gick fosforkoncentrationen i vattnet i Vansjön från ca 35 till 60 $\mu\text{g/L}$ och sedan till runt 200 $\mu\text{g/L}$ nästkommande vecka. Detta kan tolkas som att under perioder när syrebrist under mer än två veckor föreligger, kommer internbelastningen bli mycket mer påtaglig i just Vansjön. Nordsjöns sediment var inte lika känsligt för syrebrist när det kommer till löslighet av fosfor.

Då naturlig internbelastning ligger mellan 0,10-0,30 $\text{mg/m}^2/\text{d}$ (Huser B. 2021), kan man konstatera att internbelastningen på alla provtagna platser utom V2 ligger på värden som överstiger den naturliga internbelastningen. Även detta kan användas som argument för att åtgärd behövs för att binda fosfor i sedimenten i sjöarna.

Potentiell total internbelastning i sjöarna totalt sett räknades ut till ett spann mellan 200 och 2800 kg fosfor per säsong (tre månader) och kan användas som ett grovt mått för hur stor belastningen kan vara. Hur stor belastningen faktiskt är beror på många olika faktorer och för att få en mer tydlig bild av vad som faktiskt händer med extern- och internbelastning behöver en dynamisk modell skapas. I en dynamisk modell skulle kalibrering till de specifika sjöarna inklusive bland annat inflöde tas med i beräkningarna.

4.3. Felkällor

Som tidigare nämnt, kan några av värdena som mättes med handenheten närmast botten vara för höga då sensorn kan ha åkt in i sedimentet. Detta skulle kunna avhjälpas genom noggrannare kontroll av djup innan mätning, exempelvis med ekolod. Vid mätning av pH i november och december var värdena mycket höga.

Handenheten kontrollerades på laboratoriet innan mätning i februari, vilket påvisade att den hade visat flera pH-enheter fel och det gick inte att korrigera värdena i efterhand genom dubbelmätning med vattenprov. Vid mätning i februari och april togs vattenprov för mätning av pH.

Tätare provtagning hade givit en tydligare bild då exempelvis turbiditet och konduktivitet kan skilja sig mycket beroende på hög- och lågflöden, stormar och även bioturbation. Flödesmätningar gjordes inte under perioden men både hög- och lågflöden samt hårda vindar innan mätning skulle kunna förklara en del skillnader i exempelvis turbiditet och konduktivitet mellan de olika platserna. Detta då V1 låg på den mest vindutsatta platsen i sjön, V2 var mycket nära Fallbäcken, som i perioder kan släppa in mycket stora flöden och både N1 och N2 ligger mer skyddat både från vind och kraftiga flöden än de två tidigare nämnda.

När skiktning av sediment gjordes av V1, missades en fraktion, 9-10 cm, vilket gav en förskjutning på 1 cm i resterande serien. Detta kan ge en viss skillnad i resultaten för fraktioneringsanalysen V1.

4.4. Förslag till åtgärdsarbete mot övergödning

När det kommer till åtgärder mot internbelastning av fosfor är det viktigt att komma ihåg att det i många fall handlar om kortsiktiga lösningar vilka måste kombineras med åtgärder av externbelastningen för att ge långsiktig positiv effekt (Huser et al 2016:a). Vissa projekt i avrinningsområdet är redan genomförda eller nära förestående men vissa fler åtgärder skulle kunna göras. För att nämna några, kan avstängsling mot vattnet så att boskap inte kan komma för nära och lämna avföring i sjön vara en mycket effektiv åtgärd för att minska externbelastning av fosfor. Strukturkalkning av åkermark och buffertzoner vid strandkanten rekommenderas även i Länsstyrelsens utlåtande i VISS samt fortsatt förbättring av enskilda avlopp är några åtgärder som kan ge stor skillnad.

Grundat på att det föreligger internbelastning, främst i Vansjön, bör åtgärd göras och på så sätt kunna nå bakgrunds nivåerna av fosforbelastning. För att nå beslut kring vilken åtgärd och åtgärdsstorlek, behöver fler undersökningar göras där främst en undersökning som fastslår nettosedimentationshastigheten kan hjälpa när det kommer till att ta beslut kring åtgärd. Mer om detta i kapitel 4.5.

Några av de åtgärder som skulle kunna komma att vara lämpliga har nämnts i rapporten. Den som förmodligen ger snabbast och på kort sikt bäst resultat är injektionsbehandling av aluminium, då det har påvisat hög effektivitet och har visat kunna förbättra status för både djupa och grunda sjöar väsentligt (Huser et al.

2016:a). Om aluminiumbehandling skulle komma att bli aktuellt, skulle det vara fördelaktigt att göra detta efter byggande av en regleringsdamm. Detta då regleringsprojektet förmodligen skulle ha en stor tillfällig påverkan på sedimenten och kunna minska effekten genom exempelvis omröring av sediment, vilket potentiellt skulle kunna minska en aluminiumbehandlings effekt⁴. Det är sannolikt att aluminiumbehandling skulle behöva kompletteras med utfiskning av främst mört för att minska störningar i sedimenten. Även inplantering av gös skulle kunna övervägas för att få en tydlig effekt på siktdjupet. Om gös inplanteras och man uppnår mycket bra siktdjup, kan effekten bli att gösen vantrivs och vandrar vidare då de trivs i något sämre sikt enligt Artfakta (2020:c). Dock har Vansjön och Nordsjön hög vattenomsättning och lågt medel- och maxdjup, vilket gör att man kan tänka sig att siktdjupet kan fortsättningsvis bli något begränsat då exempelvis oväder skulle röra om sjöarna både med hjälp av vindar och höglöden av vatten. Ytterligare en betänklighet vad gäller gös är att de har visat kunna konkurrera med abborre något, vilket kan innebära att de båda arterna skulle hållas till en något låg nivå (Schulze et al. 2006). Samtidigt skulle det kunna gynna gäddorna då karpfiskar skulle hållas till en lägre mängd och därmed ge bättre sikt till följd av minskad bioturbation.

Det finns behov av fler studier riktade mot mjukbottenmuddring i sjöar, allra helst i den tempererade klimatzonen då många artiklar tycks rikta sig mot tropiskt klimat och korallrev. Sannolikt är att liksom aluminiumbehandling, skulle en muddring påverka bottenfaunan negativt, vilket kan påverka näringsväven i båda fallen då födomängden kan minska tillfälligt för exempelvis fiskarna. Det går inte i rapporten att fastställa om en mjukbottenmuddring skulle ge tillräckligt stort mervärde för att rekommenderas som åtgärd i Vansjön och Nordsjön men om man ser till kostnad per effekt, är det rimligt att anta att man får mer tillbaka av en aluminiumbehandling, se tabell 1 och Huser et al. (2016:a).

4.5. Fortsatt arbete

För att räkna ut förväntad effektstorlek och långsiktig hållbarhet vid en behandling av sedimenten i sjöarna behövs mer tester av sedimenten göras. Fördelning av behandling kan beslutas efter fler sedimentprover, vilket kan avgöra huruvida Nordsjön, som inte påvisade nämnvärd internbelastning i provtagningen, behöver behandlas på liknande sätt som Vansjön. Även data på nettosedimentationshastigheten behövs vilket kräver tätare, mer omfattande och mer långsiktig mätning av flöden in och ut ur sjön komprimerade till en och samma period. I och med fler mätningar, rekommenderas mätning av pH göras med

⁴ Baserat på information från konversation med B. Huser under vintern 2021

återkommande intervall om aluminiumbehandling väljs som åtgärd. Detta då ett säkerhetsintervall mellan 6,0-9,0 anges i litteraturen för aluminiumbehandling och i april uppmättes ett pH på 8,2 i Nordsjön. Ser man dessutom till tidigare gjorda mätningar, uppmättes ett pH på 9,3 i Svanviken under augusti 2017 (Miljödata-MVM 2021). Främst bör uppföljande mätning göras under sommarhalvåret, då pH ofta är högre i sjöar i Mellansverige under denna period (Borg et al 2006), vilket kan bero på tillväxt av primärproducenter, något som kan höja pH kraftfullt under kort tid (Smith 2016). Vid eventuella mätningar av pH kan det vara en god idé att göra det närmre botten, då det skulle vara där en eventuell aluminiumbehandling skulle verka.

Om man väljer att göra en åtgärd som kan antas påverka bottenfaunan, skulle en undersökning av befintlig artsammansättning både vad gäller exempelvis leddjur och blötdjur kunna göras för att följa upp hur de påverkas och huruvida de finns kvar under och efter utförd åtgärd.

Referenser

- Artfakta (2020:a). *Mört Rutilus rutilus*. Tillgänglig:
<https://artfakta.se/naturvard/taxon/rutilus-rutilus-206135> [2021-05-04]
- Artfakta (2020:b). *Ruda Carassius carassius*. Tillgänglig:
<https://artfakta.se/naturvard/taxon/102608> [2021-04-26]
- Artfakta (2020:c). *Gös Sander lucioperca*. Tillgänglig:
<https://artfakta.se/naturvard/taxon/sander-lucioperca-206199> [2021-05-19]
- Arvidsson M., Rydin E. & Lindqvist U. (2013). *Undersökning av intern belastning och läckagebenägen sedimentfosfor i Norrviken*. (Rapport 2013:15). Norrtälje: Naturvatten i Roslagen AB. Tillgänglig:
<https://www.oxunda.se/files/contentFiles/dokument/miljoovervakning-miljokontroll/Undersokning-av-intern-belastning-och-lackagebenagen-sedimentfosfor-i-Norrviken.pdf> [2021-05-26]
- Baird C. & Cann M. (2012). *Environmental chemistry*. 5e uppl., New York: W.H. Freeman and Company.
- Bergström C. (2016). *Vattenkemisk förändring I Lissån*. (Masteruppsats). Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper. Tillgänglig:
<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:939477/FULLTEXT01.pdf> [2021-05-26]
- Blázquez Pallí N. (2015). *A comparison of two methods to reduce internal phosphorus cycling in lakes: Aluminum versus Phoslock*. (Masteruppsats). Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för vatten och miljö/EnvEuro - European Master in Environmental Science. Tillgänglig:
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-s-4947> [2021-05-19]
- Blixt C. (2013). *Vattenkvalitet - En fältstudie av skånska Säbybäcken*. (Masteruppsats). Lunds universitet. Institutionen för Naturgeografi och Ekosystemvetenskap – Physical Geography and Ecosystem Analysis. Tillgänglig:
<https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordOid=4392972&fileOid=4392977> [2021-05-26]
- Borg H., Andrén C., Sundbom M., Wilander A. & Wällstedt T. (2006) *Underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok för kalkning av sjöar och vattendrag*. (ITM-rapport 160). Stockholm: Stockholms universitet. Tillgänglig:
<https://www.slu.se/contentassets/9ea53c75d1bd42a98c1acbef13200636/pdf/itmrapport160u2episoder.pdf> [2021-05-24]

- Brattberg G. (1977). Nitrogen fixation in a polluted brackish water archipelago. *Ambio special report*. 5, 27-42. Tillgänglig: <https://www.jstor.org/stable/25099300> [2021-05-18]
- Carey C.C & Rydin E. (2011). Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. *Limnol. Oceanogr.* 56(6), 2051-2063. doi:10.4319/lo.2011.56.6.2051
- Chislock M.F., Doster E., Zitomer R.A & Wilson A.E. (2013). Eutrophication: Causes, Consequences, and Control in Aquatic Ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4(4):10. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6>
- Ejhed H., Widén-Nilsson E., Tegdelius Brunell J. & Hytteborn J. (2016). *Näringsbelastning på Östersjön och Västerhavet 2014*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.44ebc86154b1fe664adec74/1464008917803/rapport-2016-12-naringsbelastningen-pa-ostersjon-och-vasterhavet-2014.pdf> [2021-05-18]
- Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (EGT L 327, 22.12.2000) <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
- Freedman, J.A., Carline R.F. & Stauffer Jr J.R. (2012). Gravel dredging alters diversity and structure of riverine fish assemblages. *Freshwater Biology*. 58(2), 261-274 <https://doi.org/10.1111/fwb.12056>
- Fölster J., Lannergård E., Valley S. & Olshammar M. (2019). *Sensorer för vattenkvalitet i miljöövervakning av vattendrag*. (Rapport). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet & Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet. Tillgänglig: <https://www.richwaters.se/wp-content/uploads/Sensorer-för-vattenkvalitet-i-miljöövervakning-av-vattendrag-2.0.pdf> [2021-05-31]
- Girard, J.E. (2014). *Principles of environmental chemistry*. 3e uppl., Burlington: Jones & Bartlett learning.
- Gyllström M., Larsson M., Mentzer J., Petersson J.F., Cramér M., Boholm P & Witter E. (2016). *Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram*. (Länsstyrelsens rapportserie rapport 2016:9). Västerås: Länsstyrelsen i Västmanlands län. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.26f506e0167c605d56940bae/1551279293419/Rapport2016-19-Atgarder-mot-overgodning.pdf> [2021-05-18]
- Hallden A. (2007). *Provfiske Ryssbysjön 2006*. (Meddelande nr 2007:06). Jönköping: Länsstyrelsen i Jönköpings län. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.6a8f491016b944a8cbe19adf/1565159683992/2007-06%20Provfiske%20Ryssbysjön%202006.pdf> [2021-05-04]

- Hermansson F. (2019). *Landskapsanalys av Vansjön Nordsjöns avrinningsområde*. (Rapport 20191359A) Uppsala: Water Revival Systems
- Hupfer M., Gächter R. & Giovanoli R. (1995). Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences*. 57(1995), 305-324. <https://doi.org/10.1007/BF00878395>
- Huser B. & Kikuchi J. (2017). *Läckagebenägen fosfor i Molkomsjöns sediment*. (SLU, Vatten och miljö: Rapport 2017:7). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/14590/7/huser_b_kikuchi_j_171002.pdf [2021-05-27]
- Huser B. & Köhler S. (2012). *Potential toxicity and chemical processes of aluminum addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden*. (Rapport 2012:2). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-e-1780> [2021-05-19]
- Huser B., Löfgren S & Markensten H. (2016:a). *Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden – en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen*. (Rapport 2016:6). Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet. https://pub.epsilon.slu.se/13724/7/huser_b_et_al_161026.pdf
- Huser B. (2016:b). Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and Reservoir Management*. 3(2), 143-151. <https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1235635>
- Huser B. (2018). *Undersökning av läckagebenägen fosfor och rekommendation av aluminiumdosering i Milsbosjöarna*. (Rapport 2018:1201). Rättvik: Sjörestaurering i Sverige AB. Tillgänglig: https://www.lansstyrelsen.se/download/18.35db062616a5352a22a283fd/1561363747464/Sediment_Milsbo_2018.pdf [2021-05-26]
- Huser B. (2021). Determination of background levels of internal phosphorus loading in Swedish lakes. EU Life project Integrated approach to mobilize resources for resilient ecosystems and rich waters in the Northern Baltic Sea river basin district: C11, Tools to combat internal phosphorus loading in lakes and coastal waters. Life15 project IPE SE 015
- Huser B. (u.å.). *Läckagebenägen fosfor i några svenska sjöar*. [Opublicerat manuskript]. Institutionen för vatten och miljö. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet
- HVMFS 2019:25 *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten
- Håkanson L. & Jansson M. (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. 1 uppl., Berlin: Springer-Verlag.

- Jensen H.S., Reitzel K. & Egemose S. (2015). Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes. *Hydrobiologia*. 751(2015), 189-199.
<https://doi.org/10.1007/s10750-015-2186-4>
- Jing L., Bai S., Li Y., Wu C., Liu J., Liu G., Xie Z. & Yu G. (2019). Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. *Science of the Total Environment*. 686(2019), 753-763.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.133>
- Kyllmar K., Andersson S., Aurell A., Djodjic F., Stjernman Forsberg L., Gustafsson J., Heeb A. & Ulén B. (2013). *Risikofaktorer för fosforförluster samt förslag på motåtgärder i tre avrinningsområden inom pilotprojektet Greppa Fosfor*. (Ekohydrologi 137 (2013)). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig:
https://pub.epsilon.slu.se/11140/11/kyllmar_k_140428.pdf [2021-05-18]
- Lindqvist U., Odelström T. & Sahlin E. (2005). *Provfiske i Vansjön-Nordsjön 2005*. (Rapport 2005:25). Norrtälje: Naturvatten i Roslagen AB.
 Tillgänglig: <https://vansjonordsjo.se/wp-content/files/provfiskerapport2005.pdf> [2021-05-04]
- Miljödata-MVM (2021). Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Datavårdskap sjöar och vattendrag <https://miljodata.slu.se/mvm/> [2021-05-31]
- Murphy J. & Riley J.P. (1962). A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta*. 26, 31-36
- Naturvårdsverket (2003). *Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. (Rapport 5288). Stockholm: Naturvårdsverket.
 Tillgänglig: <http://swedishepa.se/Documents/publikationer/620-5288-8.pdf> [2021-05-19]
- Nyström P., Jansson T. & Edsman L. (2018). *Kräftodlingens ABC. Handbok för odlare*. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges Lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 33 s. Tillgänglig:
<http://pub.epsilon.slu.se/> [2021-05-20]
- Pettersson (2000). *Restaurering av sjöar och vattendrag - genom lokalt engagemang*. Tillgänglig: https://www.norrtalje.se/globalassets/bygga-bo-och-miljo/natur--och-miljovard/rapporter/naturvard-i-norrtalje-1-40/20restaurering_sjoar_vattendrag.pdf [2021-05-31]
- Pettersson L. & Sandell G. (2020). *Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) Byggande av damm och faunapassage samt muddringsarbeten i Vansjöns utloppsområde - Örsundaån, Heby kommun*. Tillgänglig:
<https://vansjonordsjo.se/wp-content/uploads/2021/03/Bilaga-C-MKB-Vansjon.pdf> [2021-05-04]
- Phoslock Europe GmbH (u.å.) *Frequently asked questions*. Tillgänglig:
<https://www.phoslock.eu/faqs> [2021-05-19]

- Psenner R., Boström B., Dinka M., Pettersson K. & Puckso R. (1988). Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 30(1988), 98-103.
- Ranåker L. (2012). *Piscivore-Prey Fish Interactions: Mechanisms behind Diurnal Patterns in Prey Selectivity in Brown and Clear Water*. Diss. Lund: Enheten för akvatisk ekologi, Lunds universitet
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102002>
- Rydin E. (2005). *Rörlig fosfor i Fagervikens sediment*. (Rapport 2005:19). Norrtälje: Naturvatten i Roslagen AB. Tillgänglig:
https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/vattenvard/sjoar-och-vattendrag/sedimentrapport_fagersjoviken.pdf [2021-05-26]
- Schindler D.W., Hecky R.E., Findlay D.L., Stainton M.P., Parker B.R., Paterson M.J., Beaty K.G, Lyng M. & Kasian S.E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America.* 105(32), 11254-11258.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>
- Schulze T., Baade U., Dörne H., Eckmann R., Haertel-Borer S.S., Hölker F. & Mehner T. (2006). Response of the residential piscivorous fish community to introduction of a new predator type in a mesotrophic lake. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences.* 63(2006), 2202-2212.
doi:10.1139/F06-099
- Schütz J., Rydin E. & Huser B. (2017). A newly developed injection method for aluminum treatment in eutrophic lakes: Effects on water quality and phosphorus binding efficiency. *Lake and Reservoir Management.* 33(2), 152-162. <https://doi.org/10.1080/10402381.2017.1318418>
- SMHI (2017). *Övergödning av havet*. Tillgänglig:
<http://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/overgodning-av-havet-1.6006> [2021-04-26]
- Smith S. (2016). *Harmful Algal Bloom Water Quality | Everything You Need To Know*. Tillgänglig: <https://www.ysi.com/ysi-blog/water-blogged-blog/2016/09/harmful-algal-blooms-everything-you-need-to-know> [2021-05-24]
- Stockholms stad (2021). Syrehalt i bottenvatten Tillgänglig:
<https://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/riddarfjarden/syrehalt-i-bottenvatten/riddarfjarden> [2021-05-31]
- Svenskt vattenarkiv (1995). *Sänkta och torrlagda sjöar*. (Hydrologi 62). Norrköping: SMHI. Tillgänglig:
https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.102410!/sanktasjoar.pdf [2021-04-15]
- Sveriges vattenmiljö (u.å.). *Fisk/fiske*. Tillgänglig:
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2021/sammanfattningar/84/12/7> [2021-05-19]

- UNDP (2021:a). *Goal 2: Zero hunger*. Tillgänglig:
<https://www.undp.org/content/undp/en/home/sustainable-development-goals/goal-2-zero-hunger.html> [2021-04-15]
- UNDP (2021:b). *Goal 6: Clean water and sanitation*. Tillgänglig:
<https://www.undp.org/content/undp/en/home/sustainable-development-goals/goal-6-clean-water-and-sanitation.html> [2021-04-15]
- UNDP (2021:c). *Goal 15: Life on land*. Tillgänglig:
<https://www.undp.org/content/undp/en/home/sustainable-development-goals/goal-15-life-on-land.html> [2021-04-15]
- Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening (2021:a). *Välkommen till Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening*. Tillgänglig: <https://vansjonordsjo.se> [2021-05-25]
- Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening (2021:b). *Om föreningen*. Tillgänglig:
<https://vansjonordsjo.se/foreningen/om-foreningen/> [2021-05-24]
- Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening (2021:c). *Medlemmarna*. Tillgänglig:
<https://vansjonordsjo.se/foreningen/medlemmarna/> [2021-05-24]
- Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening (2021:d). *Betesdjur*. Tillgänglig:
<https://vansjonordsjo.se/verksamheten/betesdjur/> [2021-05-25]
- Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening (2021:e). *Sjöarna*. Tillgänglig:
<https://vansjonordsjo.se/sjoarna/> [2021-05-25]
- VISS (u.å.:a). *Vansjön*. Tillgänglig:
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA53371403>
[2021-04-19]
- VISS (u.å.:b). *Förbättringsbehov*. Tillgänglig:
<https://viss.lansstyrelsen.se/Improvements/EditImprovement.aspx?improvementEUID=VISSIMPROVEMENT0038116> [2021-04-19]
- Xylem (2019) *Environmental Dissolved Oxygen. Values greater than 100% air saturation*. Tillgänglig:
<https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Technical%20Notes/T602-Environmental-Dissolved-Oxygen-Values-Above-100-percent-Air-Saturation.pdf> [2021-05-20]
- Östman och Bergström (2017). *Kan rovfisk motverka övergödning?*
Tillgänglig: <https://www.havet.nu/havsutsikt/artikel/rovfisk-och-overgodning> [2021-05-04]

Tack

Då jag har ett mycket stort intresse för hur människor påverkar naturen och hur vi kan nå ett hållbart samhälle, kändes beskrivningen av projektet kring Vansjön och Nordsjön oerhört intressant för mig när det utlystes under hösten 2020. För att jag fick förtroendet för projektet och för all vägledning vill jag först och främst rikta ett stort tack till mina handledare Jens Fölster och Brian Huser. Jag är väldigt tacksam för all kunskap ni delat med er av och av det stöd ni givit mig genom arbetets gång.

Tack även till Roger Valdén och Marcus Korvela som hjälpt mig både på sjöarna och i laboratoriet med allt från inställning av handenheten, pH-mätning och provtagning av den uppsjö prover som togs i april.

Utan guidning och tid från Sylve Sahlström ute på sjöarna både i båt och till fots, höst som vinter, hade arbetet varit mycket mer fattigt både på mätningar och bakgrundsinformation. Ett varmt tack för din tid och delande av kännedom kring sjöarna.

Slutligen vill jag självklart tacka beställare av projektet, Staffan Lund, Börje Åstrand och alla övriga medlemmar i Vansjö Nordsjö Vattenvårdsförening för det engagemang ni haft. Tack för ert stöd och er öppenhet kring projektet, det har varit en glädje att få göra arbetet åt er!

Bilaga 1

Tabell 6. Mätdata från den 16 november 2020. Tre platser provtogs, där mätvärde togs vid varje 50 cm djup

Mätpunkt		Djup	Temp	Tryck	Löst syre		Konduktivitet		Turbiditet	pH
Namn	WGS 84	m	°C	kPa	DO %	mg/L	SPC- μ S/cm	C- μ S/cm	FNU	uppmätt
Djuphålan	59.98213,	0,5	6,9	99,77	84,5	10,3	139,2	91,0	12,9	10,09
Vansjön	16.95763	1,0	6,5	99,78	85,2	10,5	136,8	88,4	13,0	10,10
		1,5	6,5	99,76	85,8	10,5	136,7	88,3	12,8	9,83
		2,0	6,5	99,77	86,3	10,6	136,6	88,2	13,1	9,59
		2,5	6,5	99,76	85,5	10,5	137,0	88,5	267,7	9,27
		2,6	6,5	99,77	63,0	7,7	145,0	93,7	877,7	8,93
Mittpunkt	59.98236,	0,5	6,3	99,75	89,7	10,3	136,6	87,7	13,2	8,77
Vansjön	16.95293	1,0	6,3	99,76	89,0	10,1	136,4	87,7	13,2	8,72
		1,5	6,3	99,76	88,9	10,1	136,4	87,7	13,2	8,69
		2,0	6,3	99,76	88,7	10,1	136,9	88,1	171,4	8,67
		2,1	6,3	99,76	52,1	4,3	150,2	96,6	124,5	8,46
Mittpunkt	59.98262,	0,5	6,4	99,79	92,0	11,3	136,5	87,9	6,6	8,83
Nordsjön	16.96420	1,0	6,3	99,79	90,8	11,2	136,2	87,6	6,5	8,90
		1,5	6,3	99,79	90,4	11,1	136,3	87,6	673,7	8,87
		1,9	6,3	99,79	38,6	4,8	160,0	102,8	175,2	8,54

Tabell 7. Mätdata från den 8 december 2020. Samma platser som mättes i november, mättes även denna gång

Mätpunkt		Djup	Temp	Tryck	Löst syre		Konduktivitet		Turbiditet	Siktdjup	pH
Namn	WGS 84	m	°C	kPa	DO %	mg/L	SPC-µS/cm	C-µS/cm	FNU	cm	
Djuphålan	59.98215,	0,5	3,5	101,34	85,0	11,3	137,3	81,0	16,4	67,0	11,09
Vansjön	16.95771	1,0	3,2	101,32	84,1	11,3	136,5	79,7	16,9		10,96
		1,5	3,1	101,33	83,5	11,2	136,0	79,2	16,4		10,71
		2,0	3,1	101,33	83,3	11,2	136,1	79,2	16,3		10,41
		2,5	3,1	101,33	83,2	11,2	136,1	79,2	269,2		10,30
		2,7	3,1	101,33	83,1	11,2	140,2	81,6	129,1		10,20
Mittpunkt	59.98314,	0,5	3,0	101,36	93,7	12,6	136,8	79,4	13,5	72,0	9,48
Vansjön	16.95185	1,0	3,0	101,36	90,1	12,1	136,5	79,1	16,9		9,47
		1,5	3,0	101,36	87,7	11,8	136,5	79,0	16,9		9,44
		2,0	3,0	101,36	87,2	11,7	136,7	79,1	110,4		9,43
		2,1	3,0	101,36	86,2	11,6	137,6	79,7	1194,9		9,43
Mittpunkt	59.99237,	0,5	3,1	101,35	86,1	11,6	135,0	78,5	6,1	102,0	10,42
Nordsjön	16.96424	1,0	3,1	101,36	85,2	11,4	135,1	78,7	88,6		10,43
		1,5	3,3	101,34	84,3	11,3	136,1	79,6	119,9		10,41
		1,7	3,7	101,36	44,7	5,9	160,4	95,2	96,8		10,21

Tabell 8. Mätdata från 18 februari 2021. De platser som mättes i november och december mättes även denna gång. En mätpunkt uppströms Fallbäcken, källa till huvuddelen av tillflödet, lades till

Mätpunkt		Djup	Temp	Tryck	Löst syre		Konduktivitet		Turbiditet	pH	
Namn	WGS 84	m	°C	kPa	DO %	mg/L	SPC-µS/cm	C-µS/cm	FNU	uppmätt	vattenprov
Djuphålan	59.98216,	0,5	0,2	101,39	91,6	13,3	146,3	77,1	9,9	7,15	6,97
Vansjön	16.95768	1,0	0,7	101,39	84,7	12,1	143,3	76,7	10,1	7,14	
		1,5	1,6	101,39	66,2	9,3	141,7	78,2	13,4	7,09	
		2,0	2,5	101,40	38,0	5,2	150,5	85,7	31,5	6,93	
		2,5	2,9	101,41	23,2	3,1	159,8	92,2	126,6	6,81	
		2,7	3,2	101,40	14,4	1,9	181,8	106,0	97,6	6,70	
Mittpunkt	59.98291,	0,5	0,3	101,42	88,9	12,9	146,9	77,7	8,8	7,36	
Vansjön	16.95499	1,0	0,7	101,43	81,0	11,6	143,7	77,0	9,2	7,36	
		1,5	1,2	101,42	72,1	10,2	142,3	77,5	12,8	7,33	
		2,0	1,9	101,41	51,6	7,2	143,0	80,0	37,8	7,21	
		2,1	2,4	101,41	37,4	5,1	149,4	84,8	84,1	7,08	
Mittpunkt	59.99272,	0,5	1,3	101,46	88,1	12,4	133,8	73,2	10,3	7,32	
Nordsjön	16.96415	1,0	1,4	101,46	82,7	11,6	129,0	70,8	8,8	7,40	
		1,5	1,8	101,46	67,4	9,4	134,8	75,1	840,3	7,38	
		1,6	2,5	101,46	40,1	5,5	150,8	86,0	76,1	7,16	
Uppströms Fallbäcken	59.97735, 17.01750	0,1	-0,1	101,25	94,6	13,8	95,4	49,7	13,8	8,74	6,81

Tabell 9. Mätdata från 22 april 2021. Samma platser som mättes de tidigare tillfällena, mättes även denna gång. En plats i norra delen av Nordsjön där djupet är något större lades till

Mätpunkt		Djup	Temp	Tryck	Löst syre		Konduktivitet		Turbiditet	pH
Namn	WGS 84	m	°C	kPa	DO %	mg/L	SPC- μS/cm	C- μS/cm	FNU	vattenprov
Djuphålan	59.98276,	0,5	6,2	100,93	93,6	11,6	115,1	73,7	10,3	
Vansjön	16.95766	1,0	6,0	100,93	95,4	11,9	110,4	70,4	10,2	
		1,5	6,0	100,92	96,2	12,0	110,2	70,2	10,3	
		2,0	6,0	100,92	84,2	10,5	110,5	70,4	384,4	
		2,5	6,0	100,92	86,0	10,7	114,1	72,7	121,7	
		2,7	6,0	100,89	90,2	11,2	113,2	72,0	10,9	
Mittpunkt	59.99340,	0,5	5,9	100,91	95,4	11,9	110,9	70,5	10,9	7,6
Vansjön	16.96596	1,0	5,8	100,89	96,8	12,1	111,0	70,3	10,9	
		1,5	5,8	100,90	97,1	12,2	110,9	70,2	11,1	
		2,0	5,7	100,89	97,2	12,2	111,4	70,5	87,8	
		2,1	5,8	100,90	95,7	12,0	112,4	71,1	171,2	
Mittpunkt	59.98296,	0,5	7,2	100,86	99,5	12,0	113,9	75,2	7,6	8,2
Nordsjön	16.95321	1,0	7,0	100,84	101,2	12,3	113,1	74,3	7,7	
		1,5	7,0	100,85	102,1	12,4	113,0	74,2	7,7	
		1,7	6,5	100,86	89,9	11,1	114,3	73,9	65,0	
Djuphålan	59.99950,	0,5	7,2	100,82	95,7	11,6	113,7	75,0	7,7	
Nordsjön	16.97248	1,0	7,1	100,82	102,5	12,4	112,8	74,2	7,6	
		1,5	7,1	100,82	103,8	12,6	112,8	74,1	7,9	
		1,9	6,8	100,84	63,6	7,8	142,7	93,2	260,2	
Uppströms Fallbäcken	59.97728, 17.97257	0,1	4,9	100,66	95,2	12,2	78,4	48,4	9,2	6,8

Tabell 10. Koncentrationer fosfor i VI

Fraktion	MQ (Löst bunden och porvatten-P)	NaOH _{rp} (Al-P)	NaOH _{nrp}	BD (Fe-P)	HCl (Ca-P)	Tot-P fraktion	TotMobil-P fraktion	Tot org-P fraktion
<i>cm</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>
0-1	0,012	0,164	0,713	0,251	0,190	1,331	0,264	0,550
1-2	0,009	0,157	0,618	0,248	0,194	1,225	0,257	0,461
2-3	0,008	0,143	0,621	0,117	0,195	1,082	0,124	0,478
3-4	0,010	0,251	1,044	0,219	0,416	1,940	0,229	0,792
4-5	0,006	0,113	0,423	0,098	0,177	0,818	0,104	0,310
5-6	0,007	0,180	0,715	0,157	0,312	1,371	0,163	0,535
6-7	0,004	0,114	0,535	0,095	0,189	0,938	0,099	0,421
7-8	0,005	0,121	0,428	0,097	0,201	0,851	0,101	0,307
8-9	0,006	0,103	0,366	0,084	0,174	0,734	0,090	0,263
9-11	0,009	0,141	0,478	0,102	0,234	0,964	0,112	0,337
11-13	0,008	0,123	0,363	0,076	0,208	0,778	0,084	0,241
13-15	0,009	0,110	0,315	0,079	0,194	0,706	0,088	0,205
15-17	0,009	0,160	0,485	0,117	0,283	1,054	0,126	0,325
17-19	0,007	0,108	0,313	0,084	0,207	0,718	0,091	0,205
22-24	0,014	0,118	0,267	0,075	0,256	0,730	0,089	0,150
27-29	0,013	0,115	0,320	0,089	0,157	0,694	0,102	0,206

Tabell 11. Koncentrationer fosfor i V2

Fraktion	MQ (Löst bunden och porvatten- P)	NaOH_{rp} (Al-P)	NaOH_{nrp}	BD (Fe-P)	HCl (Ca-P)	Tot-P fraktion	TotMobil-P fraktion	Tot org-P fraktion
<i>cm</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>
0-1	0,023	0,187	0,744	0,357	0,211	1,521	0,380	0,557
1-2	0,007	0,163	0,720	0,143	0,206	1,239	0,150	0,556
2-3	0,007	0,139	0,638	0,137	0,214	1,134	0,143	0,499
3-4	0,008	0,160	0,566	0,158	0,208	1,100	0,166	0,406
4-5	0,008	0,143	0,554	0,140	0,204	1,050	0,149	0,412
5-6	0,014	0,134	0,521	0,120	0,198	0,988	0,134	0,388
6-7	0,006	0,139	0,447	0,118	0,201	0,911	0,124	0,308
7-8	0,005	0,144	0,411	0,107	0,214	0,881	0,112	0,267
8-9	0,004	0,155	0,391	0,110	0,224	0,885	0,114	0,236
9-10	0,007	0,144	0,350	0,109	0,210	0,820	0,117	0,207
10-12	0,017	0,143	0,390	0,107	0,204	0,861	0,124	0,247
12-14	0,023	0,119	0,281	0,102	0,173	0,698	0,126	0,162
14-16	0,017	0,153	0,336	0,098	0,244	0,848	0,114	0,182
16-18	0,018	0,145	0,312	0,099	0,206	0,780	0,117	0,167
18-20	0,022	0,156	0,315	0,099	0,218	0,810	0,121	0,160
23-25	0,011	0,154	0,401	0,130	0,193	0,890	0,141	0,247
28-30	0,013	0,160	0,369	0,121	0,187	0,850	0,135	0,209

Tabell 12. Koncentrationer fosfor i NI

Fraktion	MQ (Löst bunden och porvatten-P)	NaOH_{rp} (Al-P)	NaOH_{nrp}	BD (Fe-P)	HCl (Ca-P)	Tot-P fraktion	TotMobil-P fraktion	Tot org-P fraktion
<i>cm</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>
0-1	0,006	0,160	0,962	0,020	0,144	1,290	0,026	0,802
1-2	0,025	0,133	0,758	0,014	0,143	1,072	0,039	0,626
2-3	0,008	0,147	0,788	0,013	0,147	1,103	0,021	0,640
3-4	0,004	0,137	0,771	0,012	0,137	1,061	0,016	0,634
4-5	0,007	0,141	0,646	0,011	0,149	0,954	0,018	0,505
5-6	0,004	0,132	0,651	0,021	0,158	0,966	0,025	0,519
6-7	0,004	0,130	0,557	0,024	0,150	0,864	0,028	0,428
7-8	0,003	0,106	0,452	0,024	0,142	0,727	0,027	0,346
8-9	0,008	0,103	0,506	0,032	0,170	0,819	0,040	0,404
9-10	0,011	0,111	0,478	0,038	0,163	0,800	0,049	0,367
10-12	0,007	0,096	0,437	0,039	0,150	0,729	0,046	0,341
12-14	0,027	0,095	0,333	0,032	0,184	0,671	0,060	0,238
14-16	0,010	0,080	0,281	0,034	0,180	0,584	0,044	0,201
16-18	0,007	0,071	0,259	0,035	0,204	0,576	0,042	0,189
18-20	0,010	0,061	0,193	0,034	0,230	0,529	0,045	0,132
23-25	0,008	0,062	0,166	0,042	0,284	0,562	0,050	0,104
28-30	0,012	0,059	0,150	0,043	0,292	0,556	0,055	0,091

Tabell 13. Koncentrationer fosfor i N2

Fraktion	MQ (Löst bunden och porvatten-P)	NaOH_{rp} (Al-P)	NaOH_{nrp}	BD (Fe-P)	HCl (Ca-P)	Tot-P fraktion	TotMobil-P fraktion	Tot org-P fraktion
<i>cm</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>	<i>mg/g</i>
0-1	0,018	0,147	0,942	0,029	0,125	1,262	0,047	0,795
1-2	0,005	0,129	0,776	0,016	0,116	1,042	0,021	0,648
2-3	0,014	0,122	0,717	0,015	0,202	1,070	0,029	0,594
3-4	0,005	0,139	0,915	0,017	0,151	1,227	0,022	0,776
4-5	0,007	0,109	0,620	0,020	0,125	0,881	0,027	0,512
5-6	0,006	0,075	0,438	0,016	0,082	0,617	0,022	0,363
6-7	0,005	0,075	0,395	0,020	0,075	0,570	0,025	0,320
7-8	0,005	0,144	0,663	0,038	0,132	0,981	0,042	0,519
8-9	0,004	0,060	0,258	0,016	0,065	0,402	0,020	0,198
9-10	0,007	0,124	0,513	0,028	0,149	0,821	0,035	0,388
10-12	0,004	0,135	0,538	0,040	0,153	0,869	0,044	0,403
12-14	0,005	0,084	0,337	0,016	0,117	0,559	0,021	0,252
14-16	0,003	0,042	0,177	0,017	0,082	0,322	0,020	0,135
16-18	0,009	0,080	0,335	0,040	0,170	0,635	0,049	0,255
18-20	0,007	0,084	0,266	0,042	0,175	0,574	0,049	0,182
23-25	0,009	0,078	0,208	0,044	0,199	0,537	0,053	0,130
28-30	0,007	0,066	0,182	0,049	0,214	0,517	0,056	0,116