

Ökad kunskap om kassodlingens miljöeffekter med fokus på fosfor



- Med modernt foder kan öppen kassodling ha en mindre påverkan på miljön än vad som tidigare varit möjligt.
- Ungefär en tredjedel av den fosfor som används i modernt fiskfoder kan bidra till övergödning av ytvatten
- Mer arbete behövs för att förstå den långsiktiga depositionen för näringsämnen som frigörs vid vattenbruk i öppen kassodling i kalla näringsfattiga system, och näringsämnenas effekter på ekosystemet.

Information om miljöpåverkan från fiskodling i öppna kassar i kalla, näringsfattiga system behöver göras tillgänglig och kommuniceras till svenska intressenter. Specifikt behöver vi dokumentera den nuvarande vetenskapliga förståelsen för vart det fosfor (P) som släpps ut vid fiskodling i öppna kassar tar vägen i vatten och sediment. Vi behöver också dokumentera och utvärdera andra nationella eller internationella studier som kan bidra till att förstå den nuvarande svenska situationen. Vi behöver veta mer om den långsiktiga depositionen av det fosfor som frigörs vid fiskodling, inklusive den tid det tar för återhämtning efter att fiskodlingen upphört.

Författare

Oskar Agstam-Norlin, Jenny Nilsson, Hanna Carlberg, Brian Huser, Martyn Futter

Sammanfattning

Öppen kassodling av regnbåge och röding i nordliga sjöar och vattenkraftsmagasin är den vanligaste formen av vattenbruk i Sverige idag. Det finns både fördelar och nackdelar med öppen kassodling. Fiskens välfärd är bättre eftersom de lever i en mer naturlig miljö, men avfallsprodukterna från denna typ av vattenbruk kan inte behandlas innan de når miljön.

Allt jordbruk påverkar miljön, och vattenbruket är inte annorlunda. En av de främsta formerna av påverkan i samband med livsmedelsproduktion är läckage av näringsämnen. Nästan alla djur i jordbruk behöver utfodras och de flesta odlade växter behöver gödulas. Mycket arbete läggs på att utveckla foder och utfodringsstrategier som maximerar utfodrade djurs förmåga att ta upp och behålla näringsämnen. Men vissa näringsämnen går oundvikligen förlorade i urin, avföring och oätet foder. I dag använder alla former av jordbruk i Sverige näringsämnen på ett effektivare sätt än vad som gjordes tidigare, detta gäller även för vattenbruket. Därför är äldre studier av vattenbrukets miljöpåverkan inte längre fullständigt relevanta eftersom industrin använder näringsämnen mer effektivt än tidigare.

Fosfor och kväve är de två huvudsakliga näringsämnena som släpps ut i miljön genom matproduktion. När dessa näringsämnen kommer ut i sötvatten eller i havet kan de bidra till ett problem som kallas "övergödning". Näringsämnen är gödningsmedel som främjar ökad tillväxt i vatten av exempelvis alger och andra växter. När dessa växter dör och sjunker till botten kan de orsaka ytterligare problem, inklusive förbrukning av syre i vattnet, försämring av sedimentkvaliteten och förlust av biologisk mångfald.

I svenska fjällsjöar och vattenkraftsmagasin är fosfor typiskt sett det vanligaste begränsande näringsämnet. Eventuella ytterligare fosfortillsatser kan därmed bidra till ökad tillväxt i vattnet och en för stor tillförsel av näringsämnen kommer att orsaka övergödning. Att kvantifiera påverkan på vatten- och sedimentkvalitet vid öppen kassodling i sötvattensförhållanden som är typiska för norra Sverige är en pusselbit på vägen mot en ökad hållbarhet för vattenbruket.

I den här rapporten fokuserar vi på fosfor och dess omvandling i miljön vid fiskodling i öppna kassar. Vi svarar på tre frågor: hur mycket fosfor släpps ut vid fiskodling? Vad händer med fosfor efter att det släppts ut? Hur lång tid tar det för miljön att återhämta sig efter att en fiskodling upphört?

Vi fann att drygt hälften (54%) av fosfor som finns i ett kommersiellt foder släpps ut i miljön. Cirka 1/5 (21 %) av fosfor i fodret kommer sannolikt att bidra till en omedelbar växttillväxt, medan cirka 1/3 (33 %) kommer att deponeras i sedimentet under odlingskassarna.

Internationella studier har visat att näringsämnen som frigörs vid vattenbruk i öppna kassar under vissa omständigheter kan ha positiva effekter, särskilt i näringsfattiga system. Dessa fynd kan vara relevanta för svenska vattenkraftmagasin.

Att veta vad som händer med fosfor i sedimentet är nyckeln till att förstå den långsiktiga miljöpåverkan från fiskodlingar. Våra resultat antyder att cirka 2/3 (70%) av fosfor i sediment under fiskodlingar inte kommer att läcka ut. Av de 30 % som kan läcka kommer potentiellt cirka 10 % (dvs. 3 % av totalen) släppas ut varje år.

Våra resultat antyder att dagens vattenbruk i öppna kassar är mindre förorenande än det var tidigare. De lyfter också fram behovet av ytterligare arbete med foderutveckling i framtiden samt behovet av en ökad förståelse kring var de näringsämnen som frigörs vid fiskodling tar vägen.

Summary

Open cage farming of rainbow trout and arctic charr in northern lakes and hydropower reservoirs is the main form of freshwater aquaculture in Sweden today. There are both benefits and drawbacks to open cage farming. Fish welfare is better as they live in a more natural environment but their waste products cannot be treated before reaching the environment.

All farming pollutes the environment, and aquaculture is no different. One of the main forms of pollution associated with food production is the leakage of nutrients. Almost all farmed animals need to be fed and most farmed plants need to be fertilized. A lot of work goes in to developing feeds and feeding strategies that maximizes fed animals' ability to take up and retain nutrients. However, some nutrients are unavoidably lost in urine, feces and uneaten feed. Today, all forms of agriculture in Sweden use nutrients in a more efficient manner than was done in the past. This is especially important for aquaculture. Older studies of the environmental impacts of aquaculture may no longer be relevant as the industry uses nutrients more efficiently than they did in the past.

Phosphorus and nitrogen are the two main nutrients released to the environment by farming. When these nutrients enter freshwaters or the sea, they can contribute to a problem known as "eutrophication". Nutrients are fertilisers that promote increased plant growth (e.g., algal blooms seen in the Baltic). When these plants die and sink to the bottom, they can cause additional problems including loss of oxygen in the water, deterioration of sediment quality and loss of biodiversity.

In Swedish mountain lakes and hydropower reservoirs, phosphorus is typically the most common limiting nutrient. Any additional phosphorus inputs can contribute to increased plant growth and excess inputs will cause harmful eutrophication. Quantifying open cage fish farm impacts on water and sediment quality in freshwater conditions typical of the Swedish north is one piece of the puzzle in the journey towards sustainability.

In this report, we focus on phosphorus and how it cycles through the environment during open cage aquaculture. We answer three questions: How much phosphorus is released during fish farming? What happens to phosphorus after it is released? How long will it take for the environment to recover after farming stops?

We found that slightly more than half (54%) of the phosphorus in feed is released to the environment. About 1/5 (21%) of the phosphorus in feed will likely contribute immediately to plant growth, while about 1/3 (33%) will be deposited to the sediment under the farm cages.

International studies have shown that under some circumstances, nutrients released during open cage aquaculture can have beneficial effects, especially in nutrient poor systems. These findings could be relevant for Swedish hydropower reservoirs.

Knowing what happens to phosphorus in sediment is key to understanding long-term farm impacts on the environment. Our work suggests that about 2/3 (70%) of the phosphorus in sediments under fish farms will not leak out. Of the 30% that can leak, about 10% (i.e., 3% of the total) may be released every year.

Our findings suggest that today's open cage aquaculture is less polluting than it was in the past. They also highlight the need for further work with feed development and understanding the fate of nutrients released during fish farming.

Innehåll

Sammanfattning	3
Summary	5
Innehåll	7
1 Massbalans av fosfor i ett experimentellt fiskodlingssystem.....	8
1.1 Introduktion.....	8
1.2 Metod	8
1.2.1 Experimentupplägg	8
1.2.2 Laboratorieanalyser för fosforfraktioner	9
1.3 Resultat	9
1.3.1 Modellering.....	9
1.3.2 Sammanfattande resultat	10
1.4 Diskussion	10
2 Litteraturoversikt.....	11
2.1 Inledning.....	11
2.2 Effekter av aktiva fiskodlingar	12
2.3 Återhämtning efter att fiskodlingen upphört	14
2.4 Studier i sötvatten.....	14
2.5 Marina studier.....	16
2.6 Sammanfattning och slutsatser	17
3 Sammanfattning av sediments fosforfraktioner på odlings- och referensplatser .	18
3.1 Inledning.....	18
3.2 Metod	18
3.3 Rubrik 2	Fel! Bokmärket är inte definierat.
4 Tillgänglig fosfor (P) i foder och fekalier på kort och lång sikt	20
Referenser.....	22
Bilagor	27
Bilaga 1 : Provplatser	27
Bilaga 2 :Resultat	29

1 Massbalans av fosfor i ett experimentellt fiskodlingssystem

1.1 Introduktion

Fiskfoder som tillsätts fiskodlingssystem innehåller näringsämnen, bland annat fosfor. Tillsats av näringsämnen såsom fosfor utgör grunden till fiskarnas tillväxt men all fosfor tas inte upp av fisken. En del av fiskfodret äts inte upp utan blir till foderspill, en del fosfor finns även i fiskens avföring samt utsöndras från fisken. Fosfor i foderspill och avföring anrikas i vatten och sediment i fiskodlingens närhet där det kan ge upphov till potentiella miljöeffekter, t.ex. ökat läckage av fosfor från sjöns sediment vilket gynnar övergödning och således kan missgynna vattenkvaliteten beroende på vilka förutsättningar som finns i systemet.

Fosfor består av olika fraktioner som kan delas upp i biotillgängliga och icke biotillgängliga fraktioner. Till biotillgängliga fraktioner räknas porvatten-fosfor (fosfat), järnbunden fosfor samt organiskt bunden fosfor. Till icke biotillgängliga former av fosfor räknas aluminiumbunden fosfor, kalciumbunden fosfor samt restfosfor. Kompositionen av fosforfraktioner i foderspill och avföring kommer att avgöra till vilken grad och hur mycket fosfor som är biotillgänglig från en fiskodlings avfall till omgivande vattenmiljö. Även val av fodersort kan påverka kompositionen av fosforutsläppets biotillgängliga eller icke biotillgängliga former.

Ett försök vid HUV (SLU) genomfördes för att under kontrollerade former mäta den andel biotillgänglig fosfor från fekalier och foder som fiskodling potentiellt släpper ut i miljön.

1.2 Metod

1.2.1 Experimentupplägg

Under 2022 genomfördes ett experiment med regnbågslox (5st fiskar i varje tråg, $n=30$, 469 g, S.D 119g) i fisklaboratoriet på VHC, Ultuna, SLU. Experimentet pågick under 21 dagar. Halva gruppen av fiskar utfodrades med ett konventionellt kommersiellt foder och den andra hälften med ett så kallat RAS-foder (kommersiellt) med egenskaper lämpade för odling i slutna odlingssystem. Fodren hade enligt tillverkarens uppgifter samma ingående fosforhalt. Utfodring genomfördes dagligen (riktvärde 2,5% av kroppsvikt per dag) till mättnad. Varje tråg höll fem fiskar och tre tråg matades med ett foder vardera. Det totala fodertillskottet var 2484 samt 1908g för kontrollfoder respektive RAS-foder.

Under hela försöksperioden samlades fekalier samt eventuellt foderspill upp dagligen. Under experimentet samlades avföring genom kramning av fisken totalt fyra gånger för att erhålla provmängd. Foderrester och resterande fekalier samlades upp genom en anordning där större partiklar samlas upp på ett

uppsamlingsband, deras exponeringstid för vatten innan uppsamling var under en minut.

1.2.2 Laboratorieanalyser för fosforfraktioner

De foderprov som analyserades från fiskexperimentet bestod av dels konventionellt foder och dels ett så kallat RAS-foder. Vidare analyserades även avföring som kramats direkt ur fiskarna från nedre delen av tarmen, nedfallen avföring som samlats upp från uppsamlingsbandet samt foderspill. För att analysera fosforfraktioner i de olika proven användes en sekventiell extraktionsmetod av fosfor (Hupfer et al. 2009, Psenner et al. 1988). Proven utsätts för olika behandlingar (kemikalier, värme etc.) för att extrahera fosforfraktioner. Porvattenfosfor (direkt tillgängligt fosfat), järnbunden fosfor (tillgängligt vid låga syrenivåer), organiskt bunden fosfor (tillgängligt pga. nedbrytning av organiskt material), aluminiumbunden fosfor (tillgängligt vid högt/lågt pH), kalciumbunden fosfor (tillgängligt vid lågt pH), samt restfosfor ingick i det data som användes (restfosfor innebär totalfosfor minus alla fraktioner). Totalfosfor togs från foderproducenternas analysdata (7,6 g P/kg). De tre första fraktionerna anses som biotillgängliga.

1.3 Resultat

1.3.1 Modellering

En massbalans av fosfor i det experimentella odlingssystemet beräknades med hjälp av analysdata kombinerat med data från tidigare publicerad vetenskaplig litteratur. Alla värden anges som g fosfor/kg tillsatt foder. Målet med modelleringen var att kunna förutsäga den totala massan av fosfor som släpps ut, även den massa fosfor som är biotillgänglig och direkt kan understödja övergödning, samt massan av fosfor i fast form som lämnar fiskodlingssystemet (biotillgänglig eller ej).

Samtliga fiskar vägdes vid experimentets start och slut, 0,4 % av viktökningen för fiskarna består enligt litteraturen av fosfor, varav fosforupptag av fisk under tillväxtperioden kan estimeras. Fodertillförseln var kontrollerad (se ”experimentupplägg”) och totalfosfor av dessa foder har analyserats av producenterna till 7,6 g P/kg. Skillnaden mellan totalfosfor och analyserade fosforfraktioner benämns restfosfor och anses icke biotillgänglig.

Fiskarna som matades med kontrollfoder hade en genomsnittlig viktökning på 2879g medan fiskarna matade med RAS-foder ökade med 2143g i vikt under experimentet vilket ledde till ett egentligt upptag (FCR) av 0,86 respektive 0,89. Med antagandet att fiskarna består av 0,4 % fosfor oavsett vikt, och med viktökningen i åtanke, var upptaget av foder 4,6 och 4,5 g P/kg foder för fiskar matade med kontrollfoder respektive fiskar matade med RAS-foder. Den totala massan av fosfor som övergick till omgivande miljö uppskattades vara massan fosfor i foder minus massan fosfor upptaget av fiskar, 3,0 respektive 3,2 g P/kg.

Fosforförluster i odlingssystemet sker genom foderspill, fast avföring och direkt utsöndring via urin. Fosfor i fast avföring och foderspill kunde uppskattas till 1,8 P/kg respektive 1,9 P/kg för kontroll- och RAS-foder. Fosforförluster genom urin kunde uppskattas till 1,2g P/kg för båda fodersorter då 40 % av fosforförluster vid fiskodling kan förloras genom urin från regnbågslox när moderna foder används (Dalsgaard et al. 2023). Detta är förenligt med tidigare forskningsrön från Azevedo et al. (2011) och Milián-Sorribes et al. (2021) vilka rapporterade 1,2g P/kg läckage för konventionellt foder och RAS-foder.

Den totala förlusten av fast avfall (foderspill och avföring) antogs vara 150 g/kg foder (torrvikt) (Dalsgaard och Petersen 2011 citerad av Schumann och Brinker 2020). 11g respektive 12g (kontrollfoder vs. RAS-foder) fosfor var av icke biotillgänglig form och 0,5g respektive 0,4g fanns i biotillgänglig form.

1.3.2 Sammanfattande resultat

Sammanfattningsvis ser vi att 7,6g P/kg tillsatt foder ger upphov till 3,0 respektive 3,2g P/kg avfall från odlingssystemet. Detta består av 1,2g P/kg fosfor i urin (båda fodersorter) och 1,8 P/kg respektive 1,9 P/kg fast avfall för kontroll- och RAS-foder. 43 respektive 42 % av fosforavfallet lämnar odlingssystemet i biotillgänglig form. Av dessa procentsatser uppgör 5 respektive 4 % biotillgängligt avfall i fast form.

1.4 Diskussion

De generella resultaten av denna studie visade sig vara i liknande storhet som tidigare rapporterats (Azevedo et al. 2011, Carlsson 2012, Milián-Sorribes et al. 2021). Anmärkningsvärt är att den största delen av fosfor i fast material såsom foderspill och fast avföring bestod till stor del av restfosfor som anses icke-tillgänglig för biologisk produktion. I denna undersökning anses tre fraktioner av fosfor vara biotillgängliga, porvattenfosfor (löst bunden), järnbunden fosfor samt organiskt bunden fosfor. Däremot visar nya forskningsrön att det finns skäl att undersöka biotillgängligheten av till exempel fraktionen Ca-P i miljöer som till exempel sediment under en fiskodling kan ge upphov till. Kalciumbunden fosfor föreslås kunna visa en slags biotillgänglighet under vissa förutsättningar. I sediment med stora mängder organiskt material där sedimentet utsätts för omblandning (syresättning) kan den höga produktiviteten kan leda till tillfälliga pH-sänkningar i sedimentet, till den grad att en del av Ca-P kan frigöras (pH<6,5) (Agstam-Norlin et al. opublicerat). Ytterligare undersökningar krävs för att fastställa när, var och hur stor del av Ca-P som i så fall kan tillgängliggöras. Vidare leder denna studie till en efterfrågan av undersökningar om fosforfraktioners biotillgänglighet över tid i den miljö avfallet hamnar. Hur förändras biotillgängligheten i till exempel aluminiumbunden-, Kalciumbunden- och restfosfor när materialet blir utsatt för en ny miljö över längre tid?

2 Litteraturöversikt

2.1 Inledning

I den följande texten ger vi en litteraturöversikt över internationella studier där effekter av fiskodling studerats vilka är relevanta för svenska förhållanden. Vi fokuserar specifikt på effekter från näringstillskottet från foderrester och fekalier på den omgivande vattenmassan och sediment, samt effekter på den omgivande födoväven

Det finns enbart en begränsad mängd relevant litteratur för svenska förhållanden gällande effekter av kassodling i sjöar, kraftverksmagasin och kustområden med bräckt vatten. Den största mängden av den tillgängliga litteraturen är studier från den marina miljön (t.ex. Carroll et al. 2003, Keeley et al. 2014, Pereira et al. 2004, Rust et al. 2014), men det finns också studier från varma och grunda sjöar, i huvudsak från Kina (exempelvis Guo et al. 2009, Jia et al. 2015) samt studier från sjöar i dagbrott i till exempel USA (t.ex. Axler et al. 1995) som kan ge viss information i ämnet. Studier från Chile skulle också kunna vara relevanta men där liksom här, saknas ett ordentligt kunskapsunderlag (diskuteras bl.a. i León-Muñoz et al, 2013 och Quinones et al. 2019). Utöver i Östersjön så odlas salmonider i bräckt vatten i Italien, Australien och Chile (Tacon och Halwart, 2007). Från närområdet finns den äldre studien av Holby och Hall (1991) från Gullmarsfjorden på den svenska västkusten. Den är dock inte direkt relevant då den rör väldigt mycket högre salthalter än vad som finns i Östersjön, studien behandlar också odlingstekniker som inte längre används. För fiskodlingar i Östersjön är det främst antibiotika och det mikrobiella livet (t.ex. Muziasari et al. 2016), samt sedimentkemi (Nordvarg och Johansson 2002) som studerats. Oavsett geografisk placering är det generellt aktiva fiskodlingar som studerats medan information om återhämtning efter att en verksamhet upphört är ovanlig, och i många fall saknas helt. De mest relevanta studierna för svenska förhållanden är ett fåtal studier utförda i Ontario, Kanada (se Kullman et al, 2009, Paterson et al. 2010,2011, Otu et al. 2017, Reid och Moccia, 2007, Rennie et al. 2019, Wellman et al. 2017).

Merparten av kanadensisk vattenbruksproduktion i inlandsvatten utgörs av odling av regnbågslox i öppna kassar i Ontario (Otu et al. 2017). De studier som genomförts som har störst relevans för svenska förhållanden är från Georgian Bay (Otu et al. 2017) samt ett område som kallas Experimental Lakes Area (Wellman et al. 2017). Dessa studier är från områden med kalla, oligotrofa (näringfattiga) system som liknar de vi har i Sverige. Georgian Bay är en del av sjön Lake Huron i sjösystemet the Laurentian Great Lakes. Georgian Bay är större än de regleringsmagasin vilka nyttjas för fiskproduktion i Sverige. Vid Sjön Lake 375 i området Experimental Lakes Area gjordes en väl genomförd vetenskaplig studie som studerade effekterna av regnbågsodling på sjöns ekosystem. Även om denna studie gav en mängd relevant information, är sjön Lake 375 mycket mindre än

vattenkraftmagasinen där vattenbruk ofta bedrivs i Sverige och vissa effekter i studien beror sannolikt på att det var en stor odling i förhållande till sjöstorleken.

Otu et al. (2017) sammanfattar de relevanta effekterna på ekosystemet från öppna kassar i sötvatten i Ontario, Kanada, med fokus på fosfor. De dokumenterar fosforinnehållet i foder som används i vattenbruk av laxfisk i sötvatten och noterar en nedgång i både fosforinnehåll och foderkonvertering över tid (Otu et al. 2017). Detta är en viktig poäng eftersom det innebär att äldre studier sannolikt rapporterar allvarigare effekter och längre återhämtningstider då äldre foder är förknippade med högre fosforförluster.

Marina studier från kalla vatten kan ge viss inblick i förväntade förhållanden i en sötvattensmiljö. Det finns dock ett antal faktorer som gör det svårt att närmare jämföra med marina system. Till exempel kan biologisk återhämtning gå snabbare i marina system eftersom det finns ett större biologiskt underlag (diversitet och artrikedom) som kan sprida sig i den marina miljön än i exempelvis vattenkraftsmagasin i sötvatten. Strömhastigheter kan också vara högre i den marina miljön än vad som är typiskt för vattenkraftsmagasin. Även erosionsförhållanden som förhindrar ansamling av sediment (Rust et al. 2014) är vanligare förekommande i den marina miljön. I texten nedan redogör vi för ett mindre urval av relevanta marina studier, men sammanställningen avser inte att vara en uttömmande undersökning av den marina litteraturen på ämnet.

2.2 Effekter av aktiva fiskodlingar

Avfall från en aktiv fiskodling kan påverka vattenmassan, det underliggande sedimentet, liksom den omgivande födoväven.

Sedimentpåverkan är oftast relativt lokal. Flera kanadensiska studier har visat en sedimentpåverkan inom 30 meter från kassen (Otu et al. 2017, Reid och Moccia 2007) även vid äldre odlingar som använde mindre effektiva foder (Boyd et al. sammanfattas i Otu et al. 2017). Detsamma har visats för fiskodling i sjön Ladoga, Ryssland. Lapenkov et al. (2022) genomförde sedimentprovtagningar varje säsong under ett års tid på flera platser med varierande avstånd till en fiskodling i Ladoga. De rapporterade en ökad ackumulering av organiskt material under kassarna under vår och sommar men ingen vidare spridning av materialet. Vidare menar de att det organiska materialet under kassarna troligen komprimeras och delvis mineraliseras under den kallare tiden på året då djupet av det organiska lagret var mindre och innehållet av organiskt material lägre vid deras provtagning i början av året. Värt att notera dock är deras rapport om syrefria förhållanden i sedimentet både under odlingskassarna men också på flera av kontrollplatserna.

Olika fraktioner av fosfor i sedimentet är olika lättillgängligt för den biologiska födoväven. Otu et al. (2017) rapporterade att 15 % av fosfor i sedimentet under odlingskassarna var lättillgängligt (SR-P + Fe-P + Org-P) jämfört med 21 % för

referensen (tabell 6). Dock rapporterade de inte koncentrationen av fosfor i sedimenten.

Den omgivande födoväven kan både gynnas och hämmas av avfall från fiskodlingar. Exempelvis dokumenterade Johnston et al. (2010) en ökad förekomst av vild fisk runt odlingsplatser än referensplatser i en studie utförd i Georgian Bay, Kanada, och i en uppföljningsstudie visade Johnson et al. (2019) att material från fiskodlingar kan öka både tillväxt och näringskvalitet hos vild fisk. Wetton (2012) visade på ett komplext reaktionsmönster av bottenlevande ryggradslösa organismer i sediment från fiskodling. Vissa arter hade bättre framgång vid högre avfallsmängder medan andra klarade sig sämre, vilket gav stöd för ett påstående från Macleod et al. (2008); att ett mått på det bottenlevande samhällets funktion kan vara att föredra framför taxonomi för att bedöma den här typen av effekter. Även Sanchis et al. (2021) rekommenderar analys av funktion över artsammansättning för bedömning av bottenpåverkan från fiskodlingar.

Den pågående studien av miljöeffekter från vattenbruk som genomförts sedan 2002 vid Experimental Lakes Area i nordvästra Ontario är förmodligen den mest relevanta internationella studien för svenska förhållanden. En vattenbruksverksamhet i kommersiell skala som producerar 8200 kg regnbågsloxar per år bedrevs under fem år mellan 2003 och 2007 (Rennie et al. 2019). Odlingen låg dock i en relativt liten sjö (23,2 ha, volym 2,7 Mm³) i förhållande till odlings storlek, vilket innebär att miljöeffekterna sannolikt blir mer extrema än vad som vanligen observeras för kommersiella odlingar. Före vattenbruksverksamheten påbörjades övervakning av elritsa och andra fiskarter med start år 2001, även under tiden odlingen var i drift studerades det vilda fisksamhället (Wellman et al. 2017, Rennie et al. 2019). Ryggradslösa djur såsom Mysis (Paterson et al. 2011), zooplankton (Paterson et al. 2010) och bottenfauna (Kullman et al. 2009) studerades både före etablering av fiskodlingen och under tiden odlingen var i drift. Man fann att stora delar av foderresterna och fekalierna konsumerades av bottenlevande organismer (Kullman et al. 2009) vilket i sin tur stödde den pelagiska näringsväven. Antalet vuxna öringar i sjön fördubblades under tiden vattenbruket var aktivt på grund av en kombination av ökade tillväxthastigheter och att fisken hade en större storlek vid könsmognad (Kennedy et al. 2019, Rennie et al. 2019).

Organismer påverkas dock av många olika faktorer under olika stadier i livet vilket gör det mer komplicerat att bedöma effekterna av en fiskodling. Gutgesell et al. (2022) fann att näringstillförseln från fiskodling inte fördelas jämnt bland de olika fiskarterna i Perry Sound i Lake Huron, Kanada, utan att de olika rovfiskarnas temperaturpreferenser påverkade deras tillgång till den extra födokällan. Vidare rapporterade de att det här mönstret varierade mellan år, vilket innebär att sjöns naturliga födoväv påverkades asymmetriskt både inom och mellan år. Ortiz et al. (2021) fann också artspecifika skillnader hos bottenlevande djur i en chilensk fjord gällande näringsupptaget av avfall från en fiskodling.

2.3 Återhämtning efter att fiskodlingen upphört

Det finns generellt väldigt få studier som undersökt återhämtning efter avslutad fiskodling, speciellt i miljöer som är relevanta för svenska förhållanden. Återhämtning är dessutom svårt att definiera (Macleod et al. 2004, Keeley et al. 2014). De flesta verksamma inom området är överens om att det finns både kemiska och biologiska aspekter av återhämtning och att man bör finna ett gemensamt synsätt för att formulera och tydligt specificera slutpunkten för återhämtning. Det finns också en samstämmighet om att uppskattning av tid för återhämtning kan kompliceras av svårigheter att kvantifiera referensförhållanden (exempelvis naturlig variation i sedimentegenskaper, Aguado-Giménez et al. 2012). Detta eftersom tekniker för att upptäcka eller mäta påverkan inte nödvändigtvis är lämpliga för att dokumentera återhämtning (Macleod et al. 2004) och eftersom olämpliga metoder för övervakning och utvärdering av bottenlevande fauna används (taxonomi istället för sammansättningen av arter, Macleod et al. 2008) eller bristande fokus på egenskaper kopplade till organismers livshistoria (Rennie et al. 2019). Trots svårigheterna att mäta återhämtning finns det i vetenskapen en näst intill full samstämmighet om att kemiska och biologiska förhållanden i sediment under odlingar förbättras efter att odlingsverksamhet upphört. Det är enbart under extremt ovanliga omständigheter (t.ex. extremt lågsediment Fe nivåer i sjön Lac Heney i Quebec) som naturlig återhämtning inte sker. Alla undersökningar som ingått i denna litteraturöversikt dokumenterar partiell till fullständig återhämtning under en period av månader till år.

Det finns också en bred vetenskaplig samstämmighet rörande att påverkan från öppna odlingskassar på sediment framförallt innefattar ansamling av ej uppätet foder samt fekalier (Rust et al. 2014) och att sådan påverkan vanligen är begränsad till ett relativt litet område runt odlingsområdet. I det fall materialet inte kan konsumeras av bottenlevande organismer, spolats iväg av vattenströmmar, eller begravas i sedimenten kan syrefria förhållanden utvecklas. Sådana effekter är emellertid begränsade till den lokala miljön invid odlingen (McGhie et al. 2000, Carroll et al. 2003).

2.4 Studier i sötvatten

Den internationella studien som är mest relevant för svenska förhållanden är förmodligen en pågående studie från Experimental Lakes area i nordvästra Ontario. Dock ska det nämnas att fiskodlingen i den studien var större i förhållanden till sjöns storlek än vad kommersiella odlingar vanligtvis är, vilket sannolikt skapar mer extrema miljöeffekter än vad som vanligtvis observeras från kommersiella odlingar. Den här studien visade att stora delar av foderresterna och fekalerna från fiskodlingen togs omhand av bottenlevande organismer (Kullman et al. 2019) vilket i sin tur gynnade fisksamhället (Kennedy et al. 2019, Rennie et al. 2019). Det

ledde i sin tur till att populationerna av både bytesfisk (elritsa i strandzonen) och rovfisk (öring) kollapsade när odlingsverksamheten upphörde (Rennie et al. 2019) vilket tyder på att näringstillskottet från odlingen kan vara en viktig näringskälla för den vilda fiskpopulationen. Men även om effekten av födotillskott var tydlig i studien från Experimental Lakes Area, är liknande effekter från ökat födotillskott från fiskodling mindre tydliga i studier som genomförts i större vatten (dvs. Georgian Bay, Johnston et al. 2010, Johnson et al. 2018). Något annat som är viktigt att notera är att de syreutarmningar som inträffade i det hypolimniska skiktet (det djupaste vattenlagret) i sjön under och efter vattenbruksproduktion hade betydande negativa effekter på fisk- (Rennie et al. 2019) och vertebratpopulationerna (Paterson et al. 2010).

Fiskodlingar har etablerats i mer än 200 övergivna dagbrott från järnbrytning i Minnesota. Det är inga naturliga system, och den höga järnhalten i sedimenten kommer sannolikt att bidra till betydande immobilisering av fosfor om tillräckligt med syre finns i bottenvattnet. Axler et al. (1995) rapporterade om en snabb återhämtning av en sjö i ett tidigare dagbrott efter att vattenbruk upphört på platsen. Inom ett år efter att verksamheten upphört hade vattenkvaliteten återgått till referensförhållanden och syrehalterna i bottenvatten låg kvar på acceptabla nivåer. Författarna föreslår att återhämtningshastigheten delvis berodde på erosion som snabbt begravnade näringsämnen från vattenbruket. Det är anmärkningsvärt att återhämtningen var så snabb med tanke på den relativt lilla storleken på sjöarna där vattenbruk bedrevs och de stora mängder fosfor som släpptes ut från odlingar i förhållande till produktionens storlek.

Det finns betydande grålitteratur (rapport, ej publicerad i vetenskaplig tidskrift) om den långsamma återhämtningen i sjön Lac Heney, Quebec, Kanada, efter att ett vattenbruk upphört (Carignan 2014, Prairie 2005). Fiskodling i öppna kassar bedrevs vid sjön Lac Heney mellan 1994–1999. Efter att odlingsverksamheten upphört observerades begränsad återhämtning av vattenkvaliteten. Det föreslogs att den långsamma återhämtningen kunde kopplas till extremt låga järnkonzentrationer i sedimentet (Prairie et al. 2001) och sjön behandlades därför med järnklorid i november 2007. Behandlingen var delvis framgångsrik då fosforkonzentrationerna i ytvattnet sänktes, men åtgärder av denna typ kan endast rekommenderas under mycket speciella omständigheter (Carignan 2014).

De flesta tillgängliga kinesiska studier rapporterar om återhämtning av grunda övergödda system med varma vatten (Guo et al. 2009, Ji et al. 2016, Jia et al. 2015), återhämtning under förhållanden som kan vara svåra att överföra till kalla och djupare svenska förhållanden. Vidare fokuserar de flesta kinesiska studierna på odling av icke-laxartad fisk (såsom Braxen, en fiskart i karpfamiljen samt havskatt; Guo et al. 2009). Det finns dock några relevanta slutsatser som kan dras. Ji et al. (2016) betonar behovet av lämplig övervakning av miljön för att skilja påverkan från vattenbruk från naturlig variation. Jia et al. (2015) visade att fosforhalten i sediment sjönk efter att vattenbruket upphört och att fosfor hade en begränsad

rörlighet i sedimentet. De visade också att det mesta av fosfor i sedimentet inte förekom i en lätt tillgänglig form, oavsett djup i sedimentprofilen. Guo et al. (2009) dokumenterade partiell men ofullständig återhämtning efter några månader medan Jia et al. (2015) visade på pågående återhämtning efter det att vattenbruket upphört.

2.5 Marina studier

I en omfattande studie av norskt vattenbruk rapporterade Carroll et al. (2003) att träda eller cirkulering av odlingslokaler förbättrade sedimentkvaliteten men de gav inga kvantitativa uppskattningar av tiden för återhämtning. De visade att strömhastigheten är bra för att förutsäga påverkan från vattenbruket på bottensediment och att platser med hög strömhastighet i allmänhet är mindre påverkade (Carroll et al. 2003).

I allmänhet har bottenpåverkan från marina vattenbruk minskat de senaste åren på grund av en kombination av bättre placeringar och förbättrade metoder (Rust et al. 2014). Återhämtningstider på månader (Macleod et al. 2004, McGhie et al. 2000) till år (Aguado-Giménez et al. 2012, Keeley et al. 2014, Pereira et al. 2004, Rust et al. 2014 och referenser däri) rapporteras vanligtvis, beroende på strömegenskaper på platsen och mängden ackumulerat sediment.

Verhoven et al. (2018) rapporterade om en återhämtning av bakteriesamhället (36 månader) efter att vattenbruket upphört i Newfoundland, Kanada. Vidare rapporterade Aguado-Giménez et al. (2012) partiell kemisk och biologisk återhämtning vid en uppföljning två år efter avslutad odling av havsruda och havsgös i Medelhavet. De betonade också behovet av att inkludera naturlig variation i bedömningen av återhämtning. Keeley et al. (2014) dokumenterade återhämtning efter ett vattenbruk med odling av Kungslax (Chinook) i Nya Zeeland. De observerade betydande återhämtning inom två år och nästan fullständig återhämtning efter fem år. De betonade dock att tolkning av återhämtning är svår, och att slutpunkter för återhämtning bör bestämmas innan övervakningen påbörjas. Macleod et al. (2004, 2008) dokumenterade återhämtningen efter upphörande av odling av atlantlax vid en anläggning i Tasmanien. Märkbar kemisk återhämtning observerades inom två månader efter att vattenbruket hade upphört (Macleod et al. 2004) men biologisk återhämtning, mätt genom övervakning av bottenfaunasamhällets sammansättning, var fortfarande inte fullständig tre år senare (Macleod et al. 2008). I en annan studie från Tasmanien rapporterar McGhie et al. (2004) ofullständig återhämtning av sediment 12 månader efter avslutad fiskodling. Nivåerna av organiskt material var fortfarande förhöjda men syreförhållanden var åter normala på platsen. Pereira et al. (2004) rapporterade om en studie som pågick under 15 månader efter att vattenbruk i en skotsk havsvik upphört. De provtog tre lokaler längs en transekt efter en gradient av påverkan från odlings verksamhet. Både kemisk och biologisk återhämtning

observerades, med en större grad av återhämtning längre från odlingslokalen. Vid slutet av studien hade platsen under odlingen fortfarande inte återhämtat sig helt.

2.6 Sammanfattning och slutsatser

Generellt finns det ringa mängd information om effekterna på den omgivande miljön från fiskodlingar i kalla, näringsfattiga sötvatten och speciellt saknas studier om återhämtning efter att en odling upphört.

Nedfall av oäten fiskmat och fekalier har vanligtvis en lokal bottenpåverkan i området närmast fiskodlingen.

Avfallet från fiskodlingar kan både gynna och missgynna den omgivande födoväven. Olika delar av födoväven kan påverkas på olika sätt.

Förbättringar av foder, foderkonvertering och minskningar av fosfor i foder innebär att äldre studier sannolikt överskattar effekterna på sediment och återhämtningstider efter att vattenbruksverksamhet har upphört.

Kemisk och biologisk återhämtning av sediment observeras vanligtvis inom månader till år efter att vattenbruket har upphört

Att utvärdera tid för återhämtning kompliceras av skillnader i definitioner och heterogenitet i miljön.

Upphörande av vattenbruk kan minska viktiga källor till näring för vilda fiskpopulationer och i värsta fall leda till kollaps av vilda bestånd.

3 Sammanfattning av sediments fosforfraktioner på odlings- och referensplatser

3.1 Inledning

Vi sammanställde befintlig data om fosforfraktioner i sediment. Totalt analyserades 71 sedimentkärnor (Bilaga 1) som representerar 20 st vattenförekomster. Fem av dessa vattenförekomster var platser där fiskodling nyligen hade upphört, de återstående platserna användes som bedömning av referensförhållanden. 14 st provtagninglokalerna var involverade i en övervakning av låglands- och fjällsjöar, medan den sista provtagningslokalen var belägen vid Höga Kusten. Referensprover (sedimentkärnor) insamlades även vid Vattvikens och Siljans fiskodlingslokaler.

Sedimentkärnorna togs med hjälp av en Wilner-sedimenthämtare och delades upp i vertikala sedimentlager i fält (oftast på centimerbasis). Proverna förvarades i kylskåp och analyserades senare av personal vid SLU eller Sweco.

Vi presenterar mätningar av vattenhalt, halt av organiskt material, och fosforfraktioner. Fosforfraktionerna består av H₂O-P (porvattenfosfor/löst bunden fosfor), BD-P (järn- och magnesiumbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOHorg-P (organiskt bunden fosfor) samt HCl-P (kalciumbunden fosfor) (Bilaga 2).

3.2 Metod

I en sekventiellt fraktionerad fosforanalys extraheras olika former av fosfor ur fasta prover i olikasteg: H₂O-P (porvatten och löst bunden/lätt löslig fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor) och HCl-P (kalciumbunden fosfor). Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner et al. (1988) och har modifierats av Hupfer et al. (1995).

Läckagebenägen fosfor i sedimenten återfinns i huvudsak i de tre fraktionerna (1) löst bunden fosfor, (2) järnbunden fosfor, och (3) organisk fosfor. Totalfosfor analyserades också i samtliga prover. Den löst bundna fosfor är direkt tillgänglig i vattenmassan, medan järnbunden fosfor kan bli lättillgänglig när syrgashalten understiger ca 2 mg/L. Dessa två fraktioner benämns ”Mobil” fosfor. Samtliga koncentrationer presenteras utifrån sedimentets torrsvikt. Organiskt bunden fosfor frigörs från organiskt material under över tid pga. nedbrytning och blir sedan en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, i spannet veckor till år. Organiskt bunden fosfor anses därför vara labil eller lättillgänglig, men en svårnedbrytbar rest av denna fraktion blir kvar i de djupare skikten av sedimentet. Dessa bakgrundskoncentrationer subtraheras från de högre halterna i de ytliga

sedimentlagren för att uppskatta mängden läckagebenägen organisk fosfor. Andelen labil organisk fosfor var ca. 80% för sedimentprover som togs vid fiskodlingslokalerna. Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten analyserades och beräknades enligt Håkanson och Jansson (1983). Proverna frystes under 24 timmar (-20 °C) för att sedan frystorkas under minst fyra dygn. De torra proverna brändes i en muffelugn i 550 °C under två timmar. Mängden sediment som förbrändes motsvarar mängden organiskt material i sedimenten. Dessa data användes för att beräkna koncentration på torrviktsbasis, sedimentdensitet, och fosformassa.

4 Tillgänglig fosfor (P) i foder och fekalier på kort och lång sikt

Baserat på resultaten från kapitel 1 (1 Massbalans av fosfor i ett experimentellt fiskodlingssystem) och del 3 (sammanfattning av sediments fosfor fraktioner på odlings- och referensplatser) är det mest troligt att 2/3 av den P som släpps ut i miljön vid öppen kassodling av laxfisk i kalla oligotrofa (näringsfattiga) system som potentiellt kan bidra till biologisk tillväxt i vatten. Det motsvarar 2,6 g P / kg foder (35 % av fodermängden) som används i konventionella produktionssystem. De här resultaten gäller för både RAS och konventionella foder baserat på analys från fiskförsöket (kapitel 1). Detta är ett konservativt värde och den faktiska biotillgängliga P är möjligen mindre.

För att komma fram till denna siffra har vi gjort följande antaganden:

- (i) Foder har en P-halt på 7,6 g P / kg foder (dvs vikt av P per vikt av foder som faktiskt används)
- (ii) Fisk (regnbågslax) har en P-halt på 0,4 % våt vikt
- (iii) Foderomvandlingsförhållandet är 1,15 (dvs 1150 g foder används för att producera 1 kg fisk, våt vikt. Till skillnad från 1.3.1 Modellering så används detta FCR-värde för att göra uppskattningarna mer jämförbar med industrins uppgifter.)

Med dessa antaganden inkorporerar fiskar 3,5 g P / kg använt foder. Detta innebär att 4,1 g P / kg använt foder släpps ut i miljön. Fördelning av P som frigörs i fasta, lösta och biotillgängliga former baseras på följande antaganden

- (iv) 40 % av P frisätts i löst form (antingen som urin eller genom gälarna). Denna P är omedelbart biotillgängligt.

Med detta antagande släpps 1,6 g P / kg använt foder ut till miljön i löst form. Resterande 2,5 g P / kg foder finns i fast form, det vill säga som foderavfall och fekalier.

- (v) Summan av de olika P-fraktionerna är en adekvat proxy för totalt P i sedimentet
- (vi) Fosfor i porvattnet (H_2O-P), järnbundet P ($Fe-P$) och allt organiskt bundet P i sedimentet är biotillgängligt (det innebär att $Al-P$ och $Ca-P$ antas vara icke vara biotillgängligt, d.v.s. hålls kvar permanent i sedimentet).

De genomsnittliga biotillgängliga P-fraktionerna för referens- och odlingsplatserna beräknades baserat på data i del 3. I genomsnitt har odlingsplatser 31 % biotillgängligt P (jämfört med referensplatsernas 61 % biotillgängligt P). Genom att multiplicera massan av P som utsöndras i fast form (2,5 g P / kg foder) med den

biotillgängliga fraktionen i sedimentet (31%) får vi ett värde på 0,8 g tillgängligt fast P i sediment / kg foder som används. Följden av detta blir att 1,7 g P / kg foder sannolikt kommer att vara kvar i sedimentet permanent.

Sammanfattningsvis, av de 7,6 g P i 1 kg foder inkorporeras 3,5 g P i fisken, 1,6 g släpps i löst form och kan omedelbart bidra till lokal biologisk tillväxt, 0,8 g kan så småningom frigöras från sedimentet under odlingen och de återstående 1,7 g kommer sannolikt att vara kvar i sjöns botten permanent.

Baserat på sediments P-fraktionsdata från kapitel 3, publicerade utsläppshastigheter och expertbedömning, är det möjligt att göra en första uppskattning för utsläppshastigheter av P från sedimentet. Det är troligt att 0,6 % av det tillgängliga P i sedimentet under odlingar och 0,5 % av det tillgängliga P i sedimentet på referensplatserna läcker till den överliggande vattenmassan varje dag. Dessa siffror är baserade på följande antaganden:

- (vii) De översta 4 cm av sedimentet är det aktiva skiktet vilket kan utbyta P med den överliggande vattenmassan
- (viii) Utsläppshastigheter för P i porvatten och Fe-P kan uppskattas med hjälp av ekvationer i Pilgrim et al. (2007).
- (ix) Baserat på expertbedömning läcker cirka 10 % av det organiska P varje år, det är ungefär lika med 0,03 % / dag

Referenser

Agstam-Norlin, O., Bajer, P. G., Huser, B. J. Effects of Bioturbation on Sediment Phosphorus Fractions and Active Sediment Depth. Unpublished.

Aguado-Giménez, F., Piedecausa, M.A., Gutiérrez, J.M., García-Charton, J.A., Belmonte, A. and García-García, B., 2012. Benthic recovery after fish farming cessation: a “beyond-BACI” approach. *Marine pollution bulletin*, 64(4), pp.729-738.

Axler, R., Yokom, S., Tikkanen, C., Henneck, J. and McDonald, M. 1995- Effects of aquaculture on mine pit lakes near Chisholm, MN: Restoration of Twin City-Southpit lake by fallowing and status of Fraser Pit lake. University of Minnesota Natural resources Institute Technical Report NRRI/TR-95-04.

Azevedo, P.A., Podemski, C.L., Hesslein, R.H., Kasian, S.E.M., Findlay, D.L. and Bureau, D.P., 2011. Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. *Aquaculture*, 311(1-4), pp.175-186.

Carignan, R., 2014. Evolution of water quality in Lake Heney between March 2007 and March 2014. Report to the Lac Heney committee

Carlsson, S-Å. 2012. Fosfor från fiskfoder och fekalier. Jämförelse mellan Naturvårdsverkets (1980-talet) och motsvarande nutida studier av foder och fekalier. *Vattenresurs*. 9 s.

Carroll, M.L., Cochrane, S., Fieler, R., Velvin, R. and White, P., 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*, 226(1-4), pp.165-180.

Dalsgaard, J., Ekmann, K.S., Jensen, M.D. and Pedersen, P.B., 2023. Reducing phosphorus emissions from net cage fish farming by diet manipulation. *Journal of Environmental Management*, 334, p.117445.

Dalsgaard, J. and Pedersen, P.B., 2011. Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 313(1-4), pp.92-99.

Guo, L., Li, Z., Xie, P. and Ni, L., 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International*, 17(3), pp.229-241.

Gutgesell, M., McMeans, B.C., Guzzo, M.M., de Groot, V., Fisk, A.T., Johnson, T.B., and McCann, K.S. 2022. Subsidy Accessibility Drives Asymmetric Food Web Responses. *Ecology* 103(12): e3817.

- Holby, O. and Hall, P.O., 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series*, pp.263-272.
- Hupfer, M., Zak, D., Rosberg, R., Herzog, C.Pöthig, R., 2009. Evaluation of a well established sequential phosphorus fractionation technique for use in calcite-rich lake sediments: identification and prevention of artifacts due to apatite formation. *Limnology and Oceanography: Methods* 7, 399-410.
- Huser B., Carlberg, H. and Futter, M. 2021. Undersökning av näringsämnen I sediment under fiskodlingslokaler i Höga Kusten. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2021:7
- Håkanson, L., Jansson, M. 1983. *Principals of lake sedimentology*. Berlin: Springer-Verlag
- Keeley, N.B., Macleod, C.K., Hopkins, G.A. and Forrest, B.M., 2014. Spatial and temporal dynamics in macrobenthos during recovery from salmon farm induced organic enrichment: when is recovery complete?. *Marine pollution bulletin*, 80(1-2), pp.250-262.
- Kennedy, P.J., Blanchfield, P.J., Kidd, K.A., Paterson, M.J., Podemski, C.L. and Rennie, M.D., 2019. Changes in the condition, early growth, and trophic position of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in response to an experimental aquaculture operation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(8), pp.1376-1387.
- Kullman, M.A., Kidd, K.A., Podemski, C.L., Paterson, M.J. and Blanchfield, P.J., 2009. Assimilation of freshwater salmonid aquaculture waste by native aquatic biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(11), pp.1965-1975.
- Ji, G., Xu, L., Wang, L., Xu, Z., Dai, X. and Zhang, R., 2016. The response of phytoplankton in a subtropical lake to the cessation of aquaculture: a case study of Lake Dianshan, China. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 52, pp. 109-121). EDP Sciences.
- Jia, B., Tang, Y., Tian, L., Franz, L., Alewell, C. and Huang, J.H., 2015. Impact of fish farming on phosphorus in reservoir sediments. *Scientific reports*, 5, p.16617.
- Johnson, L.E., McMeans, B., Rooney, N., Gutgesell, M., Moccia, R. and McCann, K.S., 2018. Asymmetric assimilation of an anthropogenic resource subsidy in a freshwater food web. *Food Webs*, 15, p.e00084.
- Johnston, T.A., Keir, M. and Power, M., 2010. Response of native and naturalized fish to salmonid cage culture farms in northern Lake Huron, Canada. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139(3), pp.660-670.

- Lapenkov, A., Guzeva, A., Zaripova, K., Slukovskii, Z. 2022. The seasonal dynamics of geochemical characteristics of sediments in the impact zone of the fish farm (Lake Ladoga, Russia). *Aquaculture and Fisheries*
- León-Muñoz, J., Echeverría, C., Marcé, R., Riss, W., Sherman, B. and Iriarte, J.L., 2013. The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8 S). *Journal of environmental management*, 128, pp.283-291.
- Macleod, C.K., Crawford, C.M. and Moltshaniwskyj, N.A., 2004. Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. *Marine Pollution Bulletin*, 49(1-2), pp.79-88.
- Macleod, C.K., Moltshaniwskyj, N.A. and Crawford, C.M., 2008. Ecological and functional changes associated with long-term recovery from organic enrichment. *Marine Ecology Progress Series*, 365, pp.17-24.
- McGhie, T.K., Crawford, C.M., Mitchell, I.M. and O'Brien, D., 2000. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture*, 187(3-4), pp.351-366.
- Milián-Sorribes, M.C., Tomás-Vidal, A., Peñaranda, D.S., Carpintero, L., Mesa, J.S., Dupuy, J., Donadeu, A., Macías-Vidal, J. and Martínez-Llorens, S., 2021. Estimation of phosphorus and nitrogen waste in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum, 1792) diets including different inorganic phosphorus sources. *Animals*, 11(6), p.1700.
- Muziasari, W.I., Pärnänen, K., Johnson, T.A., Lyra, C., Karkman, A., Stedtfeld, R.D., Tamminen, M., Tiedje, J.M. and Virta, M., 2016. Aquaculture changes the profile of antibiotic resistance and mobile genetic element associated genes in Baltic Sea sediments. *FEMS microbiology ecology*, 92(4), p.fiw052.
- Nordvarg, L. and Johansson, T., 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. *Aquacultural Engineering*, 25(4), pp.253-279.
- Ortiz, P., Quiroga, E., Montero, P., Hamame, M., Betti, F. 2021. Trophic structure of benthic communities in a Chilean fjord (45°S) influenced by salmon aquaculture: Insights from stable isotopic signatures. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 173, Part B, 113149,
- Otu, M.K., Bureau, D.P., and Podemski, C.L., 2017. Freshwater Cage Aquaculture: Ecosystems Impacts from Dissolved and Particulate Waste Phosphorus. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/059*. v+55p.
- Paterson, M.J., Podemski, C.L., Wesson, L.J. and Dupuis, A.P., 2011. The effects of an experimental freshwater cage aquaculture operation on *Mysis diluviana*. *Journal of plankton research*, 33(1), pp.25-36.

- Paterson, M.J., Podemski, C.L., Findlay, W.J., Findlay, D.L. and Salki, A.G., 2010. The response of zooplankton in a whole-lake experiment on the effects of a cage aquaculture operation for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(11), pp.1852-1861.
- Pereira, P.M., Black, K.D., McLusky, D.S. and Nickell, T.D., 2004. Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquaculture*, 235(1-4), pp.315-330.
- Pilgrim, K.M., Huser, B.J. and Brezonik, P.L., 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water research*, 41(6), pp.1215-1224.
- Prairie, Y.T., de Montigny, C. and Del Giorgio, P.A., 2001. Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(7), pp.4013-4020.
- Prairie, Y., 2005. Sediment iron and phosphorus content in lakes Heney, des Cèdres, Bernard and Blue Sea. Report to the Lac Heney committee
- Psenner, R., Boström, B., Dinka, M., Pettersson, K., Puckso, R., Sager, M., 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Archiv Für Hydrobiologie Supplement* 30, 98-103.
- Quinones, R.A., Fuentes, M., Montes, R.M., Soto, D. and León-Muñoz, J., 2019. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture*, 11(2), pp.375-402.
- Ravry, H., 2022. P-cycling in sub-Arctic lakes – the importance of sediment release and retention. *SLU Masters Thesis*, Uppsala, Sweden.
- Reid, G.K. and Moccia, R.D., 2007. Estimating aquatic phosphorus concentrations 30 metres down-current from a rainbow trout cage array. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(8), pp.814-821.
- Rennie, M.D., Kennedy, P.J., Mills, K.H., Rodgers, C.M., Charles, C., Hrenchuk, L.E., Chalanchuk, S., Blanchfield, P.J., Paterson, M.J. and Podemski, C.L., 2019. Impacts of freshwater aquaculture on fish communities: A whole-ecosystem experimental approach. *Freshwater Biology*, 64(5), pp.870-885.
- Rust, M.B., Amos, K.H., Bagwill, A.L., Dickhoff, W.W., Juarez, L.M., Price, C.S., Morris Jr, J.A. and Rubino, M.C., 2014. Environmental performance of marine net-pen aquaculture in the United States. *Fisheries*, 39(11), pp.508-524.
- Sanchis, C., Soto, E.H., Quiroga, E. 2021. The importance of a functional approach on benthic communities for aquaculture environmental assessment: Trophic groups – A polychaete view. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 167, 112309.

Schumann, M. and Brinker, A., 2020. Understanding and managing suspended solids in intensive salmonid aquaculture: a review. *Reviews in Aquaculture*, 12(4), pp.2109-2139.

Tacon, A.G. and Halwart, M., 2007. Cage aquaculture: a global overview. *FAO Fisheries Technical Paper*, 498, p.3.

Verhoeven, J.T., Salvo, F., Knight, R., Hamoutene, D. and Dufour, S.C., 2018. Temporal bacterial surveillance of salmon aquaculture sites indicates a long lasting benthic impact with minimal recovery. *Frontiers in microbiology*, 9, p.3054.

Wellman, S., Kidd, K.A., Podemski, C.L., Blanchfield, P.J. and Paterson, M.J., 2017. Incorporation of wastes by native species during and after an experimental aquaculture operation. *Freshwater Science*, 36(2), pp.387-401.

Wetton, M.S. 2012. Effect of waste loading from freshwater cage aquaculture on benthic invertebrates and sediment chemistry. University of Manitoba MSc thesis, 239 pp.

Bilagor

Bilaga 1 : Provplatser

Projekt	Odling/ Referens	Vattenförekomst	Provplats	Djup (m)	RT90_x	RT90_y	X	Y
Vattviken	Odling	Vattviken	V2	23.4	6969774	1431913	472947	6967019
Vattviken	Odling	Vattviken	V3	26.2	6969799	1431989	473023	6967045
Vattviken	Odling	Vattviken	V4	23.2	6969856	1431899	472933	6967101
Vattviken	Odling	Vattviken	B1	13.3	6969324	1433192	474232	6966584
Vattviken	Odling	Vattviken	B2	13.5	6969264	1433149	474189	6966524
Vattviken	Odling	Vattviken	B3	17	6969212	1433094	474135	6966471
Vattviken	Odling	Vattviken	B4	14.9	6969324	1433127	474166	6966584
Vattviken	Odling	Vattviken	B5	11.6	6969225	1433202	474242	6966486
Vattviken	Referens	Vattviken	R1	7.4	6968431	1433366	474416	6965694
Vattviken	Referens	Vattviken	R2	12.7	6968403	1433287	474337	6965666
Vattviken	Referens	Vattviken	R3	17.2	6968383	1433212	474263	6965644
Vattviken	Referens	Vattviken	R4	14.1	6968351	1433298	474349	6965613
Vattviken	Referens	Vattviken	R5	9.1	6968473	1433279	474329	6965375
Vattviken	Referens	Vattviken	M1	43.6	6969290	1432547	473587	6966543
Lowland Lakes	Referens	Bysjön	Main	10.5	6580860	1302640		
Lowland Lakes	Referens	Fiolen	Main	9.1	6330250	1422670		
Lowland Lakes	Referens	Mäsen	Main	20	6656540	1492060		
Lowland Lakes	Referens	Skärgölen	Main	12.2	6515730	1524810		
Lowland Lakes	Referens	Stora Envättern	Main	11	6555870	1588690		
Lowland Lakes	Referens	Älgsjön	Main	5.9	6552750	1532340		
Lowland Lakes	Referens	Ulvsjön	Main	29.9	6615210	1301820		
Lowland Lakes	Referens	Gipsjön	Main	10.8	6727290	1380820		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Övre Särnamansjön	Ös1	5.5	6833370	1337850		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Övre Fjätsjön	Öf1	13	6906170	1341970		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Övre Fjätsjön	Öf2	11	6906170	1341970		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Stor-Björnsjön	Sb1	12.4	7060830	1322870		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Stor-Björnsjön	Sb2	6	7060830	1322870		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Stor-Tjulträsk	St1	35	7317990	1511960		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Stor-Tjulträsk	St2	15.1	7317990	1511960		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Louvvaure	Lj1	17.3	7368040	1605690		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Louvvaure	Lj2	18.1	7368040	1605690		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Lantnajaure	La1	42.6	7586770	1610500		

Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Abiskojaure	Ab1	36.5	7582080	1617490		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Abiskojaure	Ab2	18.3	7582080	1617490		
Fjäll and Arctic Lakes	Referens	Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	12.4	7060830	1322870		
Höga Kusten	Referens	Gavik	G1	40	663727	6973632		
Höga Kusten	Referens	Gavik	G2	43	663722	6973531		
Höga Kusten	Referens	Gavik	G3	43	663723	6973427		
Höga Kusten	Referens	Gavik	G4	44	663663	6973531		
Höga Kusten	Referens	Gavik	G5	42	663784	6973534		
Höga Kusten	Odling	Köpmanön	K1	28	682162	7010507		
Höga Kusten	Odling	Köpmanön	K2	27	682225	7010507		
Höga Kusten	Odling	Köpmanön	K3	21	682293	7010522		
Höga Kusten	Odling	Köpmanön	K4	36	682221	7010566		
Höga Kusten	Odling	Köpmanön	K5	13.5	682222	7010429		
Höga Kusten	Odling	Öberget	Ö1	46.5	677889	6997877		
Höga Kusten	Odling	Öberget	Ö2	46.5	677946	6997996		
Höga Kusten	Odling	Öberget	Ö3	45.5	677880	6997958		
Höga Kusten	Odling	Öberget	Ö4	50	677916	6997926		
Höga Kusten	Odling	Öberget	Ö5	41.5	677960	6997904		
Siljan	Odling	Siljan	SI1	34.7			483304	6744645
Siljan	Odling	Siljan	SI1_a	26.5			483195	6744621
Siljan	Odling	Siljan	SI3	23.9			483195	6744621
Siljan	Odling	Siljan	SI4	36.7			483363	6744746
Siljan	Odling	Siljan	SI5	36.7			483409	6744681
Siljan	Referens	Siljan	Sref1	26.3			482799	6745024
Siljan	Referens	Siljan	Sref2	24.6			482927	6745114
Siljan	Referens	Siljan	Sref3	26.8			483073	6745194
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 2(1)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 2(2)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 3(1)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 3(2)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 4(1)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 4(2)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 5(1)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 5(2)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 6(1)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 6(2)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 7(1)					
Vattudal	Odling	Vattudal	Vat 7(2)					

Bilaga 2 :Resultat

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Abiskojaure	Ab1	0	1	82.89	7.14	0.00	0.36	0.22	0.20	1.16	1.94
Abiskojaure	Ab1	1	2	76.17	6.12	0.01	0.43	0.24	0.21	1.21	2.09
Abiskojaure	Ab1	2	3	69.06	5.39	0.00	0.22	0.27	0.22	1.15	1.86
Abiskojaure	Ab1	3	4	67.23	5.07	0.00	0.19	0.23	0.19	1.29	1.90
Abiskojaure	Ab1	4	5	63.38	4.53	0.00	0.16	0.23	0.18	1.27	1.84
Abiskojaure	Ab1	5	6	53.83	3.98	0.00	0.10	0.19	0.15	1.31	1.75
Abiskojaure	Ab1	6	7	51.12	3.44	0.00	0.10	0.18	0.14	1.44	1.86
Abiskojaure	Ab1	7	8	50.07	3.11	0.00	0.10	0.17	0.13	1.38	1.78
Abiskojaure	Ab1	8	9	48.71	3.23	0.00	0.10	0.17	0.14	1.26	1.67
Abiskojaure	Ab1	9	10	46.89	3.14	0.00	0.09	0.16	0.14	1.29	1.68
Abiskojaure	Ab2	0	1	82.32	6.68	0.00	0.09	0.14	0.22	1.28	1.73
Abiskojaure	Ab2	1	2	75.98	6.59	0.01	0.16	0.18	0.20	0.94	1.49
Abiskojaure	Ab2	2	3	73.41	5.28	0.03	0.56	0.44	0.33	0.80	2.12
Abiskojaure	Ab2	3	4	64.88	3.95	0.02	0.35	0.32	0.24	0.98	1.90
Abiskojaure	Ab2	4	5	65.07	3.82	0.05	0.52	0.44	0.28	0.67	1.92
Abiskojaure	Ab2	5	6	60.07	3.67	0.02	0.27	0.33	0.23	0.87	1.70
Abiskojaure	Ab2	6	7	53.83	3.16	0.01	0.21	0.27	0.20	0.88	1.56
Abiskojaure	Ab2	7	8	44.16	2.38	0.00	0.12	0.18	0.12	1.08	1.49
Abiskojaure	Ab2	8	9	52.60	3.43	0.01	0.15	0.20	0.17	1.07	1.60
Abiskojaure	Ab2	9	10	54.18	3.25	0.01	0.23	0.52	0.30	1.49	2.54
Abiskojaure	Ab2	10	12	47.79	2.96	0.01	0.14	0.20	0.15	1.07	1.56
Abiskojaure	Ab2	12	14	50.29	3.28	0.01	0.20	0.30	0.20	0.90	1.59
Abiskojaure	Ab2	14	16	50.51	3.21	0.02	0.19	0.25	0.17	1.00	1.61
Abiskojaure	Ab2	16	18	48.13	2.98	0.02	0.18	0.24	0.17	1.00	1.59
Abiskojaure	Ab2	18	20	51.32	3.23	0.01	0.16	0.23	0.16	1.14	1.70
Abiskojaure	Ab2	20	22	51.20	3.31	0.02	0.17	0.32	0.21	0.97	1.67
Lantnajaure	La1	0	1	90.53	17.10	0.00	0.06	0.40	0.46	0.00	0.92
Lantnajaure	La1	1	2	78.43	8.90	0.00	0.05	0.38	0.33	-0.02	0.75
Lantnajaure	La1	2	3	80.57	9.92	0.00	0.06	0.44	0.37	-0.11	0.76
Lantnajaure	La1	3	4	75.54	6.93	0.00	0.06	0.37	0.30	-0.02	0.70
Lantnajaure	La1	4	5	68.84	5.91	0.00	0.04	0.28	0.22	0.05	0.60
Lantnajaure	La1	5	6	67.89	5.95	0.00	0.06	0.36	0.27	0.07	0.76
Lantnajaure	La1	6	7	70.11	7.02	0.00	0.07	0.45	0.34	-0.13	0.73
Lantnajaure	La1	7	8	76.01	10.34	0.00	0.09	0.47	0.39	-0.10	0.85
Lantnajaure	La1	8	9	70.10	8.13	0.00	0.08	0.41	0.30	-0.04	0.75
Lantnajaure	La1	9	10	67.91	7.55	0.00	0.07	0.41	0.30	-0.06	0.72
Lantnajaure	La1	10	12	65.10	6.88	0.00	0.06	0.40	0.30	0.01	0.77
Lantnajaure	La1	12	14	66.34	7.68	0.00	0.08	0.39	0.31	-0.04	0.75
Lantnajaure	La1	14	16	66.07	8.13	0.00	0.06	0.41	0.33	-0.08	0.72
Lantnajaure	La1	16	18	66.47	9.18	0.00	0.07	0.41	0.43	-0.07	0.85
Lantnajaure	La1	18	20	65.54	7.92	0.00	0.06	0.39	0.25	0.03	0.73
Lantnajaure	La1	20	22	64.90	7.60	0.00	0.07	0.45	0.19	-0.09	0.62
Louvvaure	Lj1	0	1	96.54	37.57	0.00	0.06	0.17	0.04	0.64	0.91
Louvvaure	Lj1	1	2	96.07	37.23	0.00	0.02	0.18	0.04	0.63	0.88
Louvvaure	Lj1	2	3	95.65	36.46	0.00	0.03	0.17	0.05	0.51	0.75

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Louvvaure	Lj1	3	4	95.02	36.58	0.00	0.03	0.16	0.04	0.42	0.65
Louvvaure	Lj1	4	5	94.65	37.07	0.00	0.02	0.13	0.04	0.31	0.50
Louvvaure	Lj1	5	6	94.77	37.53	0.00	0.01	0.13	0.05	0.34	0.53
Louvvaure	Lj1	6	7	95.21	38.12	0.00	0.02	0.12	0.05	0.32	0.51
Louvvaure	Lj1	7	8	95.54	38.30	0.00	0.02	0.11	0.04	0.31	0.48
Louvvaure	Lj1	8	9	95.81	38.97	0.00	0.03	0.14	0.06	0.30	0.53
Louvvaure	Lj1	9	10	95.71	39.24	0.00	0.03	0.16	0.06	0.34	0.59
Louvvaure	Lj1	10	12	95.59	39.35	0.00	0.03	0.23	0.03	0.38	0.68
Louvvaure	Lj1	12	14	95.39	39.45	0.00	0.04	0.29	0.02	0.49	0.84
Louvvaure	Lj1	14	16	95.22	39.50	0.00	0.04	0.32	0.02	0.50	0.88
Louvvaure	Lj1	16	18	95.15	39.26	0.00	0.03	0.28	0.02	0.55	0.88
Louvvaure	Lj1	18	20	94.96	38.37	0.00	0.03	0.26	0.02	0.51	0.82
Louvvaure	Lj1	23	25	94.27	36.58	0.01	0.05	0.36	0.03	0.51	0.94
Louvvaure	Lj1	28	30	93.08	35.37	0.00	0.02	0.32	0.04	0.56	0.94
Louvvaure	Lj2	0	1	96.46	36.95	0.00	0.02	0.22	0.05	0.74	1.03
Louvvaure	Lj2	1	2	95.78	36.03	0.00	0.02	0.18	0.04	0.63	0.87
Louvvaure	Lj2	2	3	95.66	35.96	0.00	0.01	0.16	0.05	0.54	0.75
Louvvaure	Lj2	3	4	95.90	37.45	0.00	0.01	0.18	0.04	0.47	0.69
Louvvaure	Lj2	4	5	95.98	37.98	0.00	0.01	0.17	0.03	0.54	0.75
Louvvaure	Lj2	5	6	96.02	39.44	0.00	0.01	0.23	0.04	0.66	0.93
Louvvaure	Lj2	6	7	96.05	39.91	0.01	0.01	0.28	0.04	0.71	1.03
Louvvaure	Lj2	7	8	96.06	38.91	0.00	0.02	0.31	0.04	0.70	1.07
Louvvaure	Lj2	8	9	95.90	38.12	0.01	0.01	0.33	0.04	0.73	1.11
Louvvaure	Lj2	9	10	95.63	37.39	0.00	0.01	0.28	0.04	0.61	0.94
Louvvaure	Lj2	10	12	95.42	39.37	0.00	0.01	0.28	0.03	0.58	0.90
Louvvaure	Lj2	12	14	95.47	37.69	0.00	0.02	0.25	0.03	0.53	0.82
Louvvaure	Lj2	14	16	95.09	37.12	0.01	0.02	0.33	0.03	0.68	1.06
Louvvaure	Lj2	16	18	94.85	37.78	0.01	0.02	0.45	0.02	0.75	1.24
Louvvaure	Lj2	18	20	94.51	37.99	0.01	0.03	0.49	0.03	0.67	1.22
Louvvaure	Lj2	23	25	93.92	36.90	0.01	0.03	0.48	0.03	0.56	1.10
Louvvaure	Lj2	28	30	93.01	35.46	0.01	0.03	0.47	0.04	0.65	1.19
Övre Fjätsjön	ÖF1	0	1	95.55	28.61	0.03	0.31	1.01	1.45	-0.86	1.90
Övre Fjätsjön	ÖF1	1	2	93.03	26.05	0.05	0.20	1.31	1.17	-1.14	1.53
Övre Fjätsjön	ÖF1	2	3	92.42	24.98	0.06	0.19	1.40	0.83	-1.25	1.17
Övre Fjätsjön	ÖF1	3	4	92.19	23.67	0.08	0.20	1.47	1.13	-1.33	1.47
Övre Fjätsjön	ÖF1	4	5	91.54	24.01	0.08	0.19	1.93	1.11	-1.79	1.44
Övre Fjätsjön	ÖF1	5	6	91.47	23.21	0.09	0.19	2.61	1.10	-2.41	1.49
Övre Fjätsjön	ÖF1	6	7	90.96	23.80	0.08	0.18	2.41	0.92	-2.24	1.28
Övre Fjätsjön	ÖF1	7	8	91.46	26.08	0.10	0.17	2.15	0.97	-1.95	1.34
Övre Fjätsjön	ÖF1	8	9	91.35	24.99	0.14	0.22	2.59	1.56	-2.44	1.92

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Övre Fjätsjön	ÖF1	9	10	91.67	24.99	0.04	0.17	2.15	0.07	0.82	3.21
Övre Fjätsjön	ÖF1	10	12	91.49	24.62	0.03	0.18	1.71	0.06	0.82	2.76
Övre Fjätsjön	ÖF1	12	14	91.34	25.23	0.03	0.18	1.94	0.08	0.87	3.07
Övre Fjätsjön	ÖF1	14	16	91.12	25.45	0.03	0.19	2.10	0.09	0.93	3.30
Övre Fjätsjön	ÖF1	16	18	90.81	25.95	0.03	0.18	1.73	0.07	0.78	2.76
Övre Fjätsjön	ÖF1	18	20	90.81	25.14	0.02	0.20	1.89	0.07	0.86	3.01
Övre Fjätsjön	ÖF1	23	25	90.99	25.64	0.02	0.19	1.60	0.07	0.78	2.65
Övre Fjätsjön	ÖF1	28	30	89.43	26.32	0.02	0.25	2.25	0.08	0.85	3.42
Övre Fjätsjön	ÖF2	0	1	95.92	32.02	0.00	0.24	0.48	0.07	1.16	1.95
Övre Fjätsjön	ÖF2	1	2	94.05	30.55	0.01	0.24	0.58	0.05	0.80	1.68
Övre Fjätsjön	ÖF2	2	3	93.62	30.52	0.00	0.26	0.53	0.05	0.76	1.61
Övre Fjätsjön	ÖF2	3	4	93.77	29.86	0.00	0.30	0.67	0.06	0.74	1.77
Övre Fjätsjön	ÖF2	4	5	93.15	28.82	0.02	0.27	0.66	0.07	0.66	1.66
Övre Fjätsjön	ÖF2	5	6	93.30	28.06	0.00	0.29	0.66	0.07	0.68	1.70
Övre Fjätsjön	ÖF2	6	7	92.86	27.00	0.00	0.32	0.76	0.06	0.63	1.77
Övre Fjätsjön	ÖF2	7	8	92.27	26.73	0.00	0.31	0.79	0.06	0.66	1.82
Övre Fjätsjön	ÖF2	8	9	92.40	26.65	0.00	0.32	0.78	0.06	0.61	1.76
Övre Fjätsjön	ÖF2	9	10	92.32	27.08	0.00	0.31	0.78	0.05	0.74	1.88
Övre Fjätsjön	ÖF2	10	12	92.05	26.29	0.00	0.30	0.88	0.06	0.61	1.84
Övre Fjätsjön	ÖF2	12	14	91.59	24.84	0.01	0.25	0.92	0.06	0.64	1.87
Övre Fjätsjön	ÖF2	14	16	91.80	26.23	0.01	0.27	0.94	0.06	0.63	1.90
Övre Fjätsjön	ÖF2	16	18	91.39	25.47	0.03	0.29	0.94	0.07	0.65	1.95
Övre Fjätsjön	ÖF2	18	20	90.76	24.82	0.01	0.25	0.91	0.06	0.59	1.81
Övre Fjätsjön	ÖF2	23	25	90.93	25.08	0.01	0.23	0.75	0.07	0.60	1.65
Övre Fjätsjön	ÖF2	28	30	90.70	26.06	0.01	0.26	0.93	0.06	0.01	1.26
Övre Särnamasjön	ÖS1	0	1	96.42	21.50	0.00	0.02	0.30	0.06	1.09	1.47
Övre Särnamasjön	ÖS1	1	2	92.81	40.51	0.00	0.03	0.75	0.06	1.08	1.91
Övre Särnamasjön	ÖS1	2	3	93.23	41.41	0.00	0.02	0.92	0.05	1.09	2.09
Övre Särnamasjön	ÖS1	3	4	93.03	40.93	0.01	0.02	0.94	0.04	1.04	2.06
Övre Särnamasjön	ÖS1	4	5	93.10	41.38	0.00	0.02	0.95	0.05	1.04	2.06
Övre Särnamasjön	ÖS1	5	6	92.94	41.52	0.00	0.02	1.03	0.04	1.24	2.33
Övre Särnamasjön	ÖS1	6	7	92.59	42.08	0.00	0.02	1.07	0.04	1.23	2.36
Övre Särnamasjön	ÖS1	7	8	92.71	42.85	0.01	0.02	1.05	0.05	1.19	2.31

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Övre Särnamanasjön	ÖS1	8	9	92.53	43.58	0.01	0.02	1.05	0.04	1.27	2.38
Övre Särnamanasjön	ÖS1	9	10	92.52	43.58	0.01	0.03	1.00	0.04	1.28	2.34
Övre Särnamanasjön	ÖS1	10	12	92.73	44.68	0.00	0.02	1.03	0.04	1.28	2.37
Övre Särnamanasjön	ÖS1	12	14	92.76	45.23	0.01	0.02	1.11	0.04	1.25	2.42
Övre Särnamanasjön	ÖS1	14	16	92.61	44.16	0.00	0.02	1.16	0.04	1.18	2.40
Övre Särnamanasjön	ÖS1	16	18	92.47	43.41	0.01	0.03	1.26	0.05	1.13	2.47
Övre Särnamanasjön	ÖS1	18	20	91.81	42.82	0.01	0.03	1.58	0.06	1.39	3.06
Stor-Björnsjön	Sb1	0	1	88.92	18.66	0.00	0.04	0.16	0.31	0.34	0.86
Stor-Björnsjön	Sb1	1	2	85.52	16.87	0.00	0.04	0.20	0.36	0.30	0.89
Stor-Björnsjön	Sb1	2	3	84.73	17.66	0.00	0.04	0.24	0.36	0.31	0.95
Stor-Björnsjön	Sb1	3	4	82.02	16.59	0.00	0.04	0.22	0.35	0.26	0.87
Stor-Björnsjön	Sb1	4	5	79.76	14.76	0.00	0.04	0.19	0.35	0.20	0.79
Stor-Björnsjön	Sb1	5	6	75.48	12.88	0.00	0.03	0.19	0.40	0.23	0.85
Stor-Björnsjön	Sb1	6	7	71.58	11.73	0.00	0.03	0.18	0.41	0.20	0.83
Stor-Björnsjön	Sb1	7	8	75.09	14.32	0.00	0.04	0.23	0.37	0.27	0.91
Stor-Björnsjön	Sb1	8	9	71.71	12.47	0.00	0.04	0.20	0.42	0.22	0.88
Stor-Björnsjön	Sb1	9	10	67.98	10.64	0.00	0.03	0.18	0.38	0.19	0.77
Stor-Björnsjön	Sb1	10	12	71.99	12.87	0.00	0.04	0.23	0.31	0.22	0.81
Stor-Björnsjön	Sb1	12	14	74.23	13.35	0.00	0.05	0.30	0.35	0.31	1.01
Stor-Björnsjön	Sb1	14	16	75.29	14.46	0.01	0.06	0.35	0.35	0.29	1.04
Stor-Björnsjön	Sb1	16	18	78.47	16.67	0.01	0.09	0.52	0.33	0.44	1.38
Stor-Björnsjön	Sb1	18	20	74.73	13.70	0.01	0.06	0.41	0.35	0.33	1.15
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	0	1	88.92	18.66	0.00	0.04	0.16	0.32	0.35	0.86
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	1	2	85.52	16.87	0.00	0.03	0.20	0.36	0.31	0.90
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	2	3	84.73	17.66	0.00	0.04	0.23	0.37	0.32	0.96
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	3	4	82.02	16.59	0.00	0.04	0.22	0.35	0.27	0.88
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	4	5	79.76	14.76	0.00	0.03	0.19	0.36	0.21	0.80
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	5	6	75.48	12.88	0.01	0.03	0.19	0.40	0.23	0.86
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	6	7	71.58	11.73	0.00	0.03	0.17	0.41	0.21	0.83
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	7	8	75.09	14.32	0.01	0.04	0.23	0.37	0.27	0.92
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	8	9	71.71	12.47	0.01	0.04	0.19	0.42	0.23	0.89
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	9	10	67.98	10.64	0.00	0.03	0.17	0.38	0.19	0.78
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	10	12	71.99	12.87	0.00	0.04	0.23	0.32	0.23	0.81
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	12	14	74.23	13.35	0.00	0.05	0.30	0.35	0.32	1.02

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	14	16	75.29	14.46	0.01	0.05	0.35	0.35	0.30	1.05
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	16	18	78.47	16.67	0.01	0.09	0.51	0.34	0.45	1.40
Stor-Björnsjön	Sb1_Dup	18	20	74.73	13.70	0.01	0.06	0.40	0.35	0.35	1.16
Stor-Björnsjön	Sb2	0	1	91.24	18.15	0.01	0.05	0.09	0.25	0.32	0.73
Stor-Björnsjön	Sb2	1	2	87.66	16.19	0.01	0.11	0.19	0.24	0.31	0.87
Stor-Björnsjön	Sb2	2	3	86.56	16.22	0.02	0.19	0.23	0.26	0.36	1.07
Stor-Björnsjön	Sb2	3	4	83.16	15.00	0.04	0.29	0.45	0.22	0.29	1.29
Stor-Björnsjön	Sb2	4	5	78.14	13.26	0.02	0.14	0.31	0.34	0.25	1.06
Stor-Björnsjön	Sb2	5	6	75.54	12.30	0.01	0.11	0.25	0.35	0.22	0.94
Stor-Björnsjön	Sb2	6	7	75.36	12.49	0.02	0.14	0.28	0.35	0.22	1.00
Stor-Björnsjön	Sb2	7	8	72.38	11.32	0.02	0.15	0.27	0.37	0.18	0.99
Stor-Björnsjön	Sb2	8	9	75.39	12.54	0.01	0.19	0.37	0.35	0.23	1.15
Stor-Björnsjön	Sb2	9	10	71.94	11.18	0.02	0.16	0.32	0.36	0.23	1.08
Stor-Björnsjön	Sb2	10	12	69.92	10.62	0.01	0.13	0.22	0.39	0.14	0.89
Stor-Björnsjön	Sb2	12	14	76.14	11.72	0.01	0.16	0.27	0.49	0.24	1.17
Stor-Björnsjön	Sb2	14	16	76.43	12.90	0.02	0.17	0.25	0.37	0.23	1.03
Stor-Björnsjön	Sb2	16	18	75.32	10.27	0.03	0.30	0.39	0.32	0.21	1.25
Stor-Björnsjön	Sb2	18	20	79.78	11.85	0.03	0.43	0.42	0.42	0.20	1.51
Stor-Tjulträsk	St1	0	1	84.92	12.33	0.01	0.21	0.42	0.45	0.50	1.59
Stor-Tjulträsk	St1	1	2	78.71	10.11	0.01	0.16	0.39	0.44	0.33	1.33
Stor-Tjulträsk	St1	2	3	75.91	8.73	0.02	0.15	0.38	0.43	0.28	1.26
Stor-Tjulträsk	St1	3	4	68.09	9.47	0.06	0.54	1.12	0.65	0.31	2.68
Stor-Tjulträsk	St1	4	5	69.87	6.97	0.11	0.80	0.88	0.49	0.18	2.45
Stor-Tjulträsk	St1	5	6	67.71	6.01	0.03	0.65	0.62	0.53	0.22	2.05
Stor-Tjulträsk	St1	6	7	67.81	6.07	0.01	0.48	0.42	0.58	0.21	1.70
Stor-Tjulträsk	St1	7	8	67.16	5.89	0.01	0.40	0.41	0.54	0.19	1.56
Stor-Tjulträsk	St1	8	9	67.58	6.05	0.02	0.54	0.59	0.99	0.14	2.28
Stor-Tjulträsk	St1	9	10	68.15	6.10	0.02	0.50	0.51	0.79	0.14	1.96
Stor-Tjulträsk	St1	10	12	66.63	5.79	0.01	0.38	0.40	0.64	0.13	1.56
Stor-Tjulträsk	St1	12	14	65.27	5.28	0.01	0.35	0.36	0.61	0.17	1.50
Stor-Tjulträsk	St1	14	16	64.41	5.42	0.01	0.33	0.39	0.69	0.15	1.57
Stor-Tjulträsk	St1	16	18	64.77	5.73	0.02	0.56	0.58	0.89	0.15	2.20
Stor-Tjulträsk	St2	0	1	79.12	8.90	0.01	0.15	0.37	0.60	0.39	1.52
Stor-Tjulträsk	St2	1	2	73.18	6.36	0.01	0.13	0.39	0.54	0.32	1.40
Stor-Tjulträsk	St2	2	3	71.39	5.74	0.01	0.12	0.43	0.55	0.32	1.43
Stor-Tjulträsk	St2	3	4	70.88	5.41	0.01	0.14	0.45	0.58	0.32	1.51
Stor-Tjulträsk	St2	4	5	71.51	5.44	0.01	0.13	0.50	0.58	0.27	1.50
Stor-Tjulträsk	St2	5	6	69.77	5.01	0.01	0.14	0.46	0.59	0.27	1.47
Stor-Tjulträsk	St2	6	7	68.54	4.83	0.01	0.14	0.45	0.59	0.26	1.45
Stor-Tjulträsk	St2	7	8	69.06	5.02	0.01	0.17	0.46	0.60	0.31	1.55

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Stor-Tjulträsk	St2	8	9	69.24	5.60	0.02	0.18	0.48	0.57	0.27	1.52
Stor-Tjulträsk	St2	9	10	69.28	4.67	0.02	0.20	0.49	0.57	0.27	1.55
Stor-Tjulträsk	St2	10	12	70.52	5.29	0.02	0.20	0.60	0.60	0.31	1.73
Stor-Tjulträsk	St2	12	14	72.21	5.26	0.02	0.26	0.71	0.61	0.39	2.00
Stor-Tjulträsk	St2	14	16	71.39	5.14	0.02	0.23	0.59	0.56	0.29	1.69
Stor-Tjulträsk	St2	16	18	67.22	4.36	0.03	0.17	0.54	0.59	0.21	1.54
Stor-Tjulträsk	St2	18	20	68.29	4.41	0.03	0.19	0.59	0.54	0.24	1.60
Stor-Tjulträsk	St2	23	25	70.24	4.79	0.06	0.23	0.68	0.60	0.28	1.85
Köpmanön	K1	0	2	87.26	24.12	0.04	0.18	0.44	4.38	0.46	7.46
Köpmanön	K1	2	4	90.13	34.05	0.04	0.25	0.62	5.32	0.66	7.55
Köpmanön	K1	4	6	89.16	29.37	0.04	0.25	0.68	5.24	0.53	9.65
Köpmanön	K1	6	10	90.20	32.77	0.07	0.38	0.81	7.29	0.61	19.56
Köpmanön	K1	10	15	87.63	25.44	0.13	0.56	1.10	9.56	0.45	24.61
Köpmanön	K1	15	18	86.30	11.80	0.04	0.18	0.52	4.15	0.39	7.18
Köpmanön	K2	0	2	90.27	34.54	0.11	0.46	0.84	8.46	0.58	24.43
Köpmanön	K2	2	4	90.31	42.43	0.17	0.61	1.11	11.20	0.73	28.98
Köpmanön	K2	4	6	87.38	36.33	0.30	0.86	1.36	11.01	0.61	23.52
Köpmanön	K2	6	10	87.43	37.37	0.65	0.84	1.44	11.53	0.56	23.89
Köpmanön	K2	10	15	87.30	38.48	0.49	0.80	1.27	10.48	0.62	24.59
Köpmanön	K2	15	20	87.07	36.80	0.36	0.79	1.42	10.64	0.64	25.03
Köpmanön	K2	20	25	84.52	24.65	0.28	0.70	1.26	10.49	0.48	20.09
Köpmanön	K3	0	2	86.74	15.67	0.02	0.12	0.35	3.60	0.43	3.74
Köpmanön	K3	2	4	86.68	23.02	0.06	0.16	0.46	3.86	0.46	5.45
Köpmanön	K3	4	6	89.67	42.38	0.22	0.55	0.96	9.33	0.68	16.57
Köpmanön	K3	6	10	89.17	53.51	0.63	1.16	1.15	13.23	0.63	37.25
Köpmanön	K3	10	15	87.18	49.50	0.71	1.33	0.89	10.82	0.51	35.97
Köpmanön	K3	15	19	84.73	42.76	1.08	1.92	0.84	12.91	0.45	37.32
Köpmanön	K4	0	2	80.90	14.72	0.03	0.15	0.28	3.48	0.33	4.59
Köpmanön	K4	2	4	87.82	19.28	0.02	0.18	0.45	4.04	0.35	6.26
Köpmanön	K4	4	6	90.50	30.69	0.09	0.53	0.80	9.12	0.70	14.55
Köpmanön	K4	6	10	87.70	33.77	0.27	0.98	1.23	16.33	0.51	32.31
Köpmanön	K4	10	15	65.06	8.17	0.01	0.07	0.18	1.17	0.13	1.28
Köpmanön	K4	15	19	55.74	5.28	0.01	0.03	0.09	0.58	0.08	0.71
Köpmanön	K5	0	2	92.41	23.67	0.03	0.17	0.41	5.04	0.74	6.59
Köpmanön	K5	2	4	90.71	28.95	0.04	0.31	0.75	7.71	0.55	14.67
Köpmanön	K5	4	6	88.98	27.36	0.04	0.20	0.91	6.43	0.48	17.90
Köpmanön	K5	6	10	87.96	26.71	0.08	0.39	1.00	8.98	0.50	20.32
Köpmanön	K5	10	15	87.14	28.52	0.20	0.34	1.19	7.07	0.56	15.73
Köpmanön	K5	15	20	83.27	23.03	0.03	0.16	0.47	4.25	0.28	6.50
Öberget	Ö1	0	2	93.21	36.77	0.10	0.75	0.59	3.00	0.54	8.05

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Öberget	Ö1	2	4	93.27	41.27	0.21	0.99	0.70	5.15	0.59	10.49
Öberget	Ö1	4	6	91.87	34.20	0.09	0.61	0.47	2.35	0.77	6.58
Öberget	Ö1	6	10	91.50	45.64	0.26	1.25	0.75	5.55	0.65	16.63
Öberget	Ö1	10	15	92.05	48.95	0.37	1.31	0.88	6.51	0.81	16.07
Öberget	Ö1	15	17	92.01	60.63	0.27	1.09	0.68	6.24	0.65	16.38
Öberget	Ö2	0	2	94.27	37.25	0.16	0.70	0.60	2.80	0.64	8.12
Öberget	Ö2	2	4	91.71	56.31	0.40	1.17	0.72	5.61	0.56	15.25
Öberget	Ö2	4	6	91.70	40.47	0.20	0.96	0.69	3.35	0.75	10.26
Öberget	Ö2	6	10	92.13	57.07	0.55	1.39	0.81	5.14	0.76	14.86
Öberget	Ö2	10	15	91.15	64.52	0.70	1.80	0.75	5.33	0.72	18.16
Öberget	Ö2	15	20	90.75	59.74	0.88	2.22	0.83	6.66	0.64	22.44
Öberget	Ö2	20	24	91.79	52.44	0.57	1.92	0.80	4.57	0.60	14.64
Öberget	Ö3	0	2	93.63	19.33	0.10	0.36	0.32	1.16	0.54	3.48
Öberget	Ö3	2	4	92.12	33.14	0.11	0.73	0.83	3.21	0.37	9.36
Öberget	Ö3	4	6	91.24	48.00	0.22	0.93	0.73	3.98	0.69	11.82
Öberget	Ö3	6	10	90.81	62.50	0.52	1.24	0.68	5.48	0.63	17.14
Öberget	Ö3	10	15	91.35	51.08	0.45	1.65	0.93	6.60	0.70	20.53
Öberget	Ö3	15	20	88.29	26.97	0.15	0.95	0.58	3.69	0.47	7.17
Öberget	Ö4	0	2	90.21	15.60	0.04	0.41	0.21	0.86	0.58	2.25
Öberget	Ö4	2	4	89.88	17.82	0.03	0.35	0.27	1.07	0.35	4.04
Öberget	Ö4	4	6	89.86	20.87	0.13	0.99	0.88	3.28	0.58	5.25
Öberget	Ö4	6	10	89.83	20.08	0.05	0.38	0.35	1.53	0.41	3.87
Öberget	Ö4	10	15	75.33	6.74	0.01	0.13	0.13	0.71	0.15	1.49
Öberget	Ö4	15	20	54.84	4.09	0.01	0.05	0.07	0.31	0.13	0.94
Öberget	Ö4	20	24	44.20	2.85	0.01	0.02	0.05	0.30	0.13	0.73
Öberget	Ö5	0	2	92.22	21.39	0.06	0.39	0.40	1.39	0.69	3.40
Öberget	Ö5	2	4	90.73	33.27	0.15	0.62	0.53	3.72	0.56	8.00
Öberget	Ö5	4	6	91.18	39.61	0.27	0.86	0.63	4.19	0.54	12.03
Öberget	Ö5	6	9.5	89.81	26.60	0.12	0.40	0.53	2.38	0.56	6.15
Gavik	G1	0	1.5	47.01	2.67	0.05	0.20	0.07	0.72	0.17	1.29
Gavik	G1	1.5	3.5	48.62	3.64	0.01	0.08	0.05	0.72	0.12	1.06
Gavik	G1	3.5	5.5	58.24	6.04	0.00	0.02	0.04	0.76	0.10	0.76
Gavik	G2	0	1	54.34	3.73	0.01	0.18	0.05	0.40	0.11	1.15
Gavik	G2	1	2	40.73	2.35	0.00	0.06	0.03	0.47	0.07	0.88
Gavik	G2	2	4	37.72	2.14	0.01	0.03	0.03	0.54	0.06	1.00
Gavik	G3	0	1	47.29	2.61	0.01	0.11	0.04	0.87	0.09	1.26
Gavik	G3	1	2	46.04	3.53	0.00	0.04	0.04	0.86	0.07	1.20
Gavik	G3	2	4	56.22	5.56	0.00	0.02	0.05	0.72	0.08	0.77
Gavik	G3	4	5	58.49	5.76	0.00	0.02	0.05	0.76	0.09	0.83
Gavik	G4	0	2	45.56	2.75	0.01	0.16	0.04	0.49	0.10	1.29

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Gavik	G4	2	4	40.65	3.78	0.01	0.04	0.04	0.39	0.06	0.97
Gavik	G4	4	5	52.51	4.64	0.01	0.04	0.05	0.23	0.10	0.85
Gavik	G5	0	1	68.57	5.96	0.02	0.44	0.07	0.65	0.19	1.33
Gavik	G5	1	2	57.50	4.71	0.01	0.19	0.05	0.37	0.14	1.03
Gavik	G5	2	4	51.37	3.94	0.00	0.05	0.04	0.38	0.11	0.92
Gavik	G5	4	6	57.70	4.77	0.00	0.03	0.04	0.37	0.11	0.86
Gavik	G5	6	8	59.55	4.60	0.00	0.03	0.04	0.37	0.11	0.91
Älgsjön		0	1	94.99	41.38		0.26	0.29	0.15	1.07	1.77
Älgsjön		1	2	93.92	40.06		0.25	0.29	0.14	1.02	1.69
Älgsjön		2	3	93.45	39.40		0.24	0.30	0.15	0.99	1.69
Älgsjön		3	4	93.18	38.61		0.24	0.31	0.13	1.00	1.69
Älgsjön		4	5	92.94	37.69		0.25	0.31	0.14	1.07	1.77
Älgsjön		5	6	92.79	37.07		0.24	0.33	0.14	0.99	1.69
Älgsjön		6	7	92.64	36.65		0.24	0.33	0.16	1.10	1.82
Älgsjön		7	8	92.50	36.43		0.24	0.34	0.14	1.08	1.80
Älgsjön		8	9	92.13	35.08		0.25	0.33	0.16	1.05	1.80
Älgsjön		9	10	91.98	34.50		0.24	0.33	0.12	1.04	1.74
Älgsjön		10	11	91.88	34.54		0.22	0.33	0.13	1.04	1.71
Älgsjön		11	12	91.62	34.49		0.24	0.34	0.11	1.03	1.72
Älgsjön		12	13	91.52	34.37		0.22	0.32	0.12	1.05	1.71
Älgsjön		13	14	90.99	34.96		0.22	0.33	0.13	0.97	1.65
Älgsjön		14	15	90.64	34.45		0.22	0.32	0.14	0.99	1.66
Älgsjön		15	16	90.39	35.36		0.25	0.33	0.11	0.99	1.69
Älgsjön		16	17	89.39	35.30		0.18	0.34	0.14	0.92	1.58
Älgsjön		17	18	90.88	35.34		0.23	0.39	0.16	0.93	1.72
Älgsjön		18	19	87.79	35.77		0.20	0.32	0.17	0.77	1.46
Älgsjön		19	20		35.54						
Älgsjön		20	22	87.84	35.39		0.19	0.36	0.12	0.75	1.42
Älgsjön		22	24	88.02	36.45		0.22	0.40	0.14	0.90	1.66
Älgsjön		24	26	89.27	37.49		0.25	0.68	0.13	0.98	2.04
Älgsjön		26	28	89.60	37.73		0.33	0.97	0.16	1.22	2.68
Älgsjön		28	30	89.29	37.91		0.36	0.97	0.15	1.17	2.65
Bysjön		0	1	91.04	16.12		0.29	0.35	0.24	0.68	1.57
Bysjön		1	2	87.87	15.74		0.39	0.47	0.28	0.93	2.06
Bysjön		2	3	86.59	16.56		0.24	0.32	0.22	0.68	1.46
Bysjön		3	4	85.81	15.55		0.21	0.26	0.14	0.50	1.12
Bysjön		4	5	85.24	14.97		0.19	0.28	0.17	0.47	1.10
Bysjön		5	6	85.02	15.33		0.27	0.41	0.25	0.78	1.71
Bysjön		6	7	84.50	15.34		0.20	0.30	0.20	0.52	1.23
Bysjön		7	8	83.84	14.80		0.13	0.30	0.09	0.43	0.95

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Bysjön		8	9	82.24	13.78		0.17	0.38	0.19	0.59	1.33
Bysjön		9	10	79.43	12.84		0.14	0.35	0.16	0.57	1.23
Bysjön		10	11	76.57	11.75		0.06	0.30	0.24	0.46	1.07
Bysjön		11	12	72.44	10.73		0.04	0.24	0.23	0.37	0.87
Bysjön		12	13	69.26	9.81		0.02	0.24	0.21	0.43	0.90
Bysjön		13	14	71.56	10.64		0.04	0.29	0.14	0.55	1.02
Bysjön		14	15	75.78	17.48		0.06	0.25	0.18	0.52	1.02
Bysjön		15	16	77.53	19.67		0.08	0.34	0.20	0.75	1.38
Bysjön		16	17	79.13	12.99		0.06	0.25	0.15	0.54	1.00
Bysjön		17	18	83.48	13.77		0.14	0.66	0.16	1.15	2.11
Bysjön		18	19	86.66	25.15		0.13	0.75	0.08	1.15	2.12
Bysjön		19	20	88.04	29.53		0.14	0.82	0.09	1.24	2.30
Bysjön		20	22	88.16	31.37		0.14	1.07	0.13	1.60	2.94
Bysjön		22	24	86.74	26.31		0.10	0.76	0.17	1.20	2.24
Bysjön		24	26	86.77	27.94		0.09	0.79	0.12	1.26	2.26
Fiolen		0	1	95.89	41.38	0.02	0.35	0.33	0.07	1.54	2.31
Fiolen		1	2	94.63	40.06	0.02	0.24	0.34	0.08	1.54	2.21
Fiolen		2	3	93.84	39.40	0.01	0.23	0.42	0.09	1.61	2.36
Fiolen		3	4	93.52	38.61	0.01	0.22	0.45	0.08	1.43	2.18
Fiolen		4	5	93.18	37.69	0.01	0.21	0.47	0.07	1.20	1.96
Fiolen		5	6	92.76	37.07	0.01	0.24	0.51	0.07	1.24	2.07
Fiolen		6	7	92.70	36.65	0.01	0.24	0.51	0.07	1.24	2.07
Fiolen		7	8	92.75	36.43	0.01	0.25	0.56	0.07	1.26	2.13
Fiolen		8	9	92.60	35.08	0.01	0.25	0.58	0.06	1.28	2.18
Fiolen		9	10	92.21	34.50	0.00	0.24	0.56	0.06	0.95	1.82
Fiolen		10	11	91.96	34.54	0.01	0.25	0.63	0.08	1.30	2.26
Fiolen		11	12	91.94	34.49	0.01	0.26	0.65	0.07	1.32	2.31
Fiolen		12	13	91.96	34.37	0.01	0.26	0.68	0.07	1.21	2.24
Fiolen		13	14	91.95	34.96	0.01	0.26	0.69	0.07	1.27	2.29
Fiolen		14	15	91.69	34.45	0.01	0.24	0.65	0.05	1.02	1.96
Fiolen		15	16	91.95	35.36	0.01	0.28	0.70	0.06	1.16	2.21
Fiolen		16	17	91.77	35.30	0.01	0.27	0.76	0.06	1.41	2.51
Fiolen		17	18	91.78	35.34	0.01	0.28	0.75	0.07	1.33	2.43
Fiolen		18	19	91.92	35.77	0.01	0.26	0.77	0.07	1.31	2.43
Fiolen		19	20	91.81	35.54	0.01	0.28	0.75	0.06	1.03	2.12
Fiolen		20	22	91.71	35.39	0.01	0.27	0.89	0.05	1.68	2.90
Fiolen		22	24	91.53	36.45	0.01	0.23	0.75	0.05	1.36	2.41
Fiolen		24	26	91.13	37.49	0.01	0.25	0.91	0.07	1.35	2.59
Fiolen		26	28	90.62	37.73	0.01	0.23	0.84	0.07	1.28	2.43
Fiolen		28	30	90.03	37.91	0.01	0.21	0.79	0.05	1.38	2.43

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Gipsjön		0	1	97.95	41.38	0.01	0.47	0.02	0.03	1.13	1.66
Gipsjön		1	2	96.58	40.06	0.04	0.35	0.01	0.03	1.26	1.69
Gipsjön		2	3	96.31	39.40	0.04	0.42	0.01	0.04	1.60	2.11
Gipsjön		3	4	95.56	38.61	0.01	0.25	0.02	0.02	0.98	1.28
Gipsjön		4	5	94.72	37.69	0.01	0.20	0.02	0.02	0.84	1.09
Gipsjön		5	6	94.52	37.07	0.01	0.27	0.06	0.04	1.15	1.52
Gipsjön		6	7	94.30	36.65	0.01	0.25	0.08	0.04	1.21	1.58
Gipsjön		7	8	94.49	36.43	0.01	0.25	0.09	0.03	1.12	1.50
Gipsjön		8	9	94.72	35.08	0.01	0.27	0.09	0.03	1.21	1.62
Gipsjön		9	10	94.09	34.50	0.01	0.19	0.07	0.02	0.87	1.17
Gipsjön		10	11	94.21	34.54	0.02	0.24	0.08	0.03	1.07	1.45
Gipsjön		11	12	94.39	34.49	0.01	0.26	0.11	0.03	1.01	1.42
Gipsjön		12	13	94.21	34.37	0.01	0.26	0.13	0.04	1.16	1.61
Gipsjön		13	14	94.03	34.96	0.02	0.24	0.14	0.04	0.93	1.36
Gipsjön		14	15	93.95	34.45	0.02	0.27	0.14	0.05	1.12	1.59
Gipsjön		15	16	93.95	35.36	0.01	0.27	0.16	0.04	1.14	1.61
Gipsjön		16	17	94.09	35.30	0.02	0.22	0.14	0.04	1.03	1.44
Gipsjön		17	18	94.05	35.34	0.02	0.23	0.17	0.04	1.08	1.53
Gipsjön		18	19	93.83	35.77	0.02	0.24	0.17	0.04	1.06	1.53
Gipsjön		19	20	93.88	35.54	0.02	0.27	0.20	0.03	1.16	1.68
Gipsjön		20	22	93.94	35.39	0.02	0.29	0.23	0.04	1.19	1.77
Gipsjön		24	26	93.52	36.45	0.02	0.22	0.18	0.03	0.83	1.28
Gipsjön		28	30	93.32	37.49	0.05	0.33	0.35	0.04	1.70	2.46
Gipsjön		32	34	92.81	37.73	0.03	0.28	0.37	0.03	1.38	2.09
Gipsjön		38	40	92.21	37.91	0.01	0.27	0.27	0.02	1.10	1.66
Mäsen		0	1	95.73			3.31	0.48	0.32	0.65	4.77
Mäsen		1	2	91.67	26.34		1.91	1.33	0.37	0.56	4.17
Mäsen		2	3	90.85	25.44		2.09	0.37	0.12	0.54	3.12
Mäsen		3	4	89.97	26.22		2.20	1.43	0.25	0.51	4.38
Mäsen		4	5	89.78	26.29		3.66	2.66	0.30	0.63	7.24
Mäsen		5	6	89.57	24.14		3.04	1.49	0.31	0.40	5.25
Mäsen		6	7	89.97	25.06			0.65	0.19	0.41	1.25
Mäsen		7	8	89.98	23.41		1.76	0.66	0.20	0.44	3.06
Mäsen		8	9	88.98	21.32		2.08	0.68	0.16	0.41	3.33
Mäsen		9	10	89.63	20.18		1.77	0.37	0.23	0.38	2.76
Mäsen		10	11	90.44	21.31		1.38	0.47	0.17	0.40	2.41
Mäsen		11	12	89.19	20.37		1.25	0.36	0.19	0.38	2.17
Mäsen		12	13	86.65	18.19		1.05	0.38	0.17	0.36	1.95
Mäsen		13	14	84.79	16.72		0.49	0.22	0.16	0.33	1.19
Mäsen		14	15	84.78	17.18		0.65	0.23	0.16	0.32	1.36

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Mäsen		15	16	83.03	16.94		0.61		0.15	0.56	1.32
Mäsen		16	17	80.60	15.67		0.28	0.16	0.15	0.31	0.90
Mäsen		17	18	80.35	14.60		0.20	0.18	0.17	0.30	0.84
Mäsen		18	19	78.41	13.38		0.18	0.15	0.16	0.27	0.77
Mäsen		19	20	76.49	12.77		0.12	0.16	0.16	0.25	0.69
Mäsen		20	22	76.91	14.02		0.10	0.12	0.12	0.26	0.60
Mäsen		22	24	72.91	13.69		0.11	0.19	0.14	0.25	0.69
Mäsen		24	26	70.39	11.63		0.16	0.26	0.16	0.22	0.80
Skärgölen		0	1	97.27			0.39	0.02	0.36	0.99	1.77
Skärgölen		1	2	96.07			0.30	0.01	0.21	0.99	1.52
Skärgölen		2	3	95.21			0.24	0.04	0.19	0.94	1.41
Skärgölen		3	4	93.79			0.36	0.15	0.34	0.92	1.77
Skärgölen		4	5	93.01			0.19	0.17	0.12	0.94	1.43
Skärgölen		5	6	92.41	36.54		0.19	0.18	0.14	0.90	1.41
Skärgölen		6	7	92.16	35.38		0.18	0.17	0.13	0.89	1.37
Skärgölen		7	8	92.12	36.82		0.18	0.14	0.10	0.94	1.37
Skärgölen		8	9	91.83	35.75		0.19	0.15	0.11	0.89	1.34
Skärgölen		9	10	91.64	34.94		0.20	0.17	0.09	0.88	1.34
Skärgölen		10	11	91.99	35.60		0.19	0.17	0.11	0.90	1.38
Skärgölen		11	12	92.64	38.66		0.21	0.19	0.06	1.08	1.54
Skärgölen		12	13	92.82	38.93		0.26	0.22	0.14	1.09	1.71
Skärgölen		13	14	92.70	39.64		0.25	0.24	0.12	1.17	1.78
Skärgölen		14	15	92.63	40.23		0.26	0.26	0.13	1.12	1.78
Skärgölen		15	16	92.96	41.33		0.27	0.26	0.13	1.26	1.91
Skärgölen		16	17	92.52	41.41		0.29	0.25	0.11	1.15	1.80
Skärgölen		17	18	92.71	42.66		0.29	0.30	0.12	1.18	1.90
Skärgölen		18	19	92.65	41.61		0.28	0.32	0.10	1.19	1.88
Skärgölen		19	20	92.73	41.84		0.26	0.37	0.14	1.27	2.04
Skärgölen		20	22	92.67	43.27		0.28	0.39	0.10	1.23	2.01
Skärgölen		22	24	92.23	42.42		0.24	0.34	0.11	1.16	1.85
Skärgölen		24	26	92.26			0.29	0.40	0.14	1.25	2.08
Skärgölen		26	28	92.16			0.30	0.45	0.12	1.37	2.25
Stora Envättern		0	1	96.13	50.63		0.04	0.10	0.49	0.51	1.15
Stora Envättern		1	2	95.18	48.94		0.03	0.05	0.47	0.49	1.05
Stora Envättern		2	3	94.99	48.06		0.03	0.06	0.38	0.46	0.92
Stora Envättern		3	4	94.27	47.20		0.03	0.05	0.26	0.40	0.74
Stora Envättern		4	5	94.82	47.20		0.04	0.08	0.45	0.43	0.99
Stora Envättern		5	6	94.45	48.63		0.03	0.07	0.43	0.41	0.93
Stora Envättern		6	7	94.70	48.52		0.04	0.08	0.31	0.42	0.85
Stora Envättern		7	8	94.80	49.40		0.04	0.10	0.48	0.47	1.09

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Stora Envättern		8	9	94.72	49.63		0.04	0.12	0.48	0.47	1.12
Stora Envättern		9	10	94.77	49.77		0.04	0.12	0.60	0.43	1.19
Stora Envättern		10	11	94.77	49.21		0.05	0.13	0.64	0.47	1.29
Stora Envättern		11	12	94.83	49.34		0.05	0.13	0.53	0.44	1.16
Stora Envättern		12	13	94.78	50.00		0.06	0.14	0.49	0.46	1.14
Stora Envättern		13	14	94.50	48.54		0.07	0.15	0.63	0.46	1.31
Stora Envättern		14	15	94.59	48.12		0.07	0.14	0.53	0.48	1.22
Stora Envättern		15	16	94.52	47.21		0.07	0.15	0.44	0.50	1.15
Stora Envättern		16	17	94.29	46.66		0.07	0.15	0.35	0.51	1.08
Stora Envättern		17	18	94.25	47.54		0.08	0.16	0.53	0.50	1.28
Stora Envättern		18	19	94.01	47.05		0.08	0.15	0.47	0.54	1.24
Stora Envättern		19	20	94.18	48.22		0.09	0.18	0.61	0.51	1.39
Stora Envättern		20	22	94.08	48.59		0.10	0.18	0.52	0.53	1.33
Stora Envättern		22	24	94.25	49.97		0.10	0.19	0.67	0.51	1.47
Stora Envättern		24	26	94.56	51.00		0.09	0.18	0.41	0.54	1.22
Stora Envättern		26	28	94.51	50.17		0.11	0.18	0.62	0.51	1.42
Stora Envättern		28	30	94.34	50.33		0.11	0.18	0.49	0.53	1.31
Ulvsjön		0	1	98.26	41.05		0.37	0.11	0.38	0.82	1.68
Ulvsjön		1	2	96.32	39.55		0.30	0.20	0.20	1.01	1.72
Ulvsjön		2	3	96.18	40.68		0.29	0.21	0.23	1.15	1.89
Ulvsjön		3	4	96.44	45.32		0.34	0.32	0.21	1.25	2.12
Ulvsjön		4	5	96.36	49.27		0.36	0.33	0.20	1.33	2.22
Ulvsjön		5	6	95.43	45.91		0.26	0.27	0.19	1.33	2.05
Ulvsjön		6	7	95.02	45.23		0.20	0.26	0.18	1.32	1.97
Ulvsjön		7	8	94.57	43.90		0.16	0.28	0.17	1.25	1.86
Ulvsjön		8	9	93.96	45.12		0.12	0.28	0.17	1.18	1.75
Ulvsjön		9	10	93.39	44.89		0.12	0.30	0.14	1.14	1.70
Ulvsjön		10	11	92.90	42.81		0.11	0.29	0.18	1.10	1.67
Ulvsjön		11	12	92.39	40.48		0.10	0.29	0.17	1.04	1.60
Ulvsjön		12	13	92.41	41.40		0.09	0.29	0.16	1.10	1.65
Ulvsjön		13	14	92.24	41.76		0.09	0.28	0.17	1.05	1.59
Ulvsjön		14	15	92.20	42.73		0.10	0.29	0.18	1.09	1.66
Ulvsjön		15	16	92.58	47.86		0.10	0.42	0.20	1.24	1.96
Ulvsjön		16	17	92.78	48.48		0.11	0.43	0.19	1.24	1.98
Ulvsjön		17	18	92.81	48.27		0.11	0.49	0.14	1.27	2.00
Ulvsjön		18	19	92.69	47.64		0.11	0.51	0.19	1.22	2.03
Ulvsjön		19	20	92.58	46.77		0.10	0.52	0.15	1.20	1.97
Ulvsjön		20	22	92.86	47.97		0.11	0.56	0.08	1.22	1.98
Ulvsjön		22	24	93.20	50.10		0.13	0.61	0.08	1.22	2.05
Ulvsjön		24	26	92.98	50.90		0.12	0.57	0.08	1.15	1.92

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Ulvsjön		26	28	93.17	51.94		0.16	0.58	0.09	1.23	2.06
Ulvsjön		28	30	93.13	52.96		0.13	0.55	0.13	1.27	2.08
Ulvsjön		30	32	92.93			0.13	0.62	0.15	1.33	2.23
Ulvsjön		32	34	92.29			0.11	0.55	0.13	1.20	1.99
Ulvsjön		34	36	92.08			0.11	0.64	0.12	1.34	2.21
Ulvsjön		36	38	92.57			0.09	0.65	0.15	1.37	2.25
Ulvsjön		38	40	92.09			0.12	0.74	0.14	1.40	2.40
Ulvsjön		40	42	91.28			0.10	0.81	0.12	1.31	2.35
Ulvsjön		42	44	92.08			0.09	0.79	0.14	1.32	2.33
Ulvsjön		44	46	91.00			0.06	0.78	0.15	1.37	2.36
Siljan	SI1	0	2	94.00	45.70	0.27	0.28	2.77	4.75	3.33	13.42
Siljan	SI1	2	4	87.40	21.90	0.09	0.41	2.19	3.03	1.42	8.92
Siljan	SI1	4	6	84.40	17.70	0.08	0.63	3.40	3.28	0.69	11.06
Siljan	SI1	6	8	80.50	8.90	0.06	0.54	2.58	0.80	0.54	5.01
Siljan	SI1	8	10	77.60	13.10	0.04	0.23	1.19	0.17	0.14	1.77
Siljan	SI1	10	15	71.10	10.30	0.17	0.64	1.61	0.13	0.09	3.25
Siljan	SI1	15	20	72.00	6.80	0.15	0.28	1.38	0.17	0.14	2.73
Siljan	SI1	20	25	70.50	6.40	0.01	0.21	1.12	0.25	0.19	1.90
Siljan	SI1	25	30	72.90	7.30	0.01	0.17	0.54	0.26	0.23	1.30
Siljan	SI1_a	0	2	96.10	65.30	0.38	1.16	3.76	12.40	0.86	18.06
Siljan	SI1_a	2	4	51.40	5.80	0.08	0.31	2.06	2.30	0.08	13.69
Siljan	SI1_a	4	6	49.80	2.80	0.03	0.20	1.11	0.63	0.02	1.59
Siljan	SI1_a	6	8	55.60	3.50	0.02	0.13	0.58	0.60	0.14	0.92
Siljan	SI1_a	8	10	61.90	4.40	0.01	0.08	0.41	0.33	0.11	0.95
Siljan	SI1_a	10	15	65.80	5.20	0.02	0.14	0.49	0.22	0.13	1.26
Siljan	SI1_a	15	20	65.80	4.90	0.02	0.17	0.47	0.24	0.09	1.13
Siljan	SI1_a	20	25	54.50	4.20	0.06	0.29	0.39	0.29	0.05	1.43
Siljan	SI1_a	25	27	50.30	2.90	0.03	0.07	0.13	0.28	0.05	0.71
Siljan	SI3	0	2	79.70	15.90	0.12	0.37	2.41	4.95	0.39	16.71
Siljan	SI3	2	4	65.40	6.30	0.05	0.24	1.51	1.31	0.13	3.30
Siljan	SI3	4	6	60.90	3.60	0.05	0.15	0.70	0.55	0.18	1.62
Siljan	SI3	6	8	65.10	4.20	0.01	0.18	0.63	0.82	0.12	1.87
Siljan	SI3	8	10	66.80	4.00	0.01	0.21	0.54	0.71	0.10	1.25
Siljan	SI3	10	15	65.20	2.90	0.01	0.23	0.41	0.29	0.10	1.10
Siljan	SI3	15	20	62.90	2.80	0.01	0.24	0.33	0.27	0.08	1.06
Siljan	SI3	20	25	60.70	4.20	0.01	0.48	0.60	0.32	0.08	1.76
Siljan	SI4	0	2	94.70	29.70	0.15	0.62	2.73	3.91	3.05	12.78
Siljan	SI4	2	4	90.60	18.80	0.04	0.44	1.84	1.49	1.31	5.47
Siljan	SI4	4	6	87.30	12.50	0.02	0.31	0.64	0.32	0.37	1.69
Siljan	SI4	6	8	83.40	8.90	0.04	0.41	0.67	0.19	0.27	1.65

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Siljan	SI4	8	10	81.00	10.20	0.12	0.53	0.63	0.17	0.18	2.00
Siljan	SI4	10	15	77.40	7.80	0.07	0.35	1.19	0.22	0.25	2.05
Siljan	SI4	15	20	79.20	8.90	0.04	0.38	1.20	0.22	0.32	2.14
Siljan	SI4	20	25	81.20	10.00	0.03	0.37	0.92	0.24	0.28	1.86
Siljan	SI4	25	30	83.70	10.60	0.04	0.32	0.57	0.24	0.23	1.42
Siljan	SI4	30	35	83.30	11.10	0.06	0.42	0.66	0.22	0.27	1.69
Siljan	SI4	35	37	80.70	10.00	0.03	0.36	0.81	0.24	0.24	1.74
Siljan	SI5	0	2	95.10	43.00	0.25	0.57	3.35	7.07	3.45	11.91
Siljan	SI5	2	4	92.30	38.00	0.24	0.55	3.99	6.18	2.99	15.38
Siljan	SI5	4	6	91.30	27.80	0.16	0.81	3.08	3.38	2.72	11.94
Siljan	SI5	6	8	87.50	14.00	0.05	0.62	2.09	1.18	1.15	5.19
Siljan	SI5	8	10	77.50	13.90	0.02	0.23	0.80	0.23	0.21	1.45
Siljan	SI5	10	15	75.60	9.90	0.09	0.32	0.80	0.19	0.17	1.50
Siljan	SI5	15	20	79.00	8.80	0.15	0.37	1.26	0.21	0.36	2.29
Siljan	SI5	20	25	79.80	9.60	0.09	0.45	1.40	0.23	0.34	2.35
Siljan	SI5	25	30	81.60	10.60	0.04	0.36	0.80	0.24	0.29	1.73
Siljan	SI5	30	35	81.80	10.10	0.07	0.34	0.72	0.24	0.23	1.48
Siljan	Sref1	0	2	95.40	13.70	0.01	0.18	0.29	0.24	0.64	1.38
Siljan	Sref1	2	4	87.90	9.30	0.01	0.11	0.35	0.19	0.37	1.13
Siljan	Sref1	4	6	83.30	6.40	0.02	0.09	0.40	0.19	0.29	1.10
Siljan	Sref1	6	8	84.40	7.20	0.02	0.10	0.56	0.18	0.37	1.18
Siljan	Sref2	0	2	95.20	15.60	0.01	0.21	0.35	0.22	0.74	1.54
Siljan	Sref2	2	4	91.20	12.40	0.02	0.16	0.44	0.19	0.51	1.38
Siljan	Sref2	4	6	86.40	7.80	0.03	0.11	0.41	0.21	0.34	1.15
Siljan	Sref2	6	8	85.80	7.10	0.02	0.11	0.44	0.19	0.34	1.12
Siljan	Sref2	8	10	87.20	8.10	0.02	0.14	0.55	0.14	0.37	1.23
Siljan	Sref2	10	15	82.90	9.20	0.05	0.13	0.52	0.05	0.23	0.83
Siljan	Sref2	15	20	81.70	8.60	0.44	0.36	1.36	0.14	0.27	2.32
Siljan	Sref2	20	25	77.20	7.40	0.29	0.30	1.48	0.17	0.35	2.55
Siljan	Sref2	25	30	75.80	6.70	0.04	0.33	1.37	0.21	0.32	2.44
Siljan	Sref2	30	35	76.20	6.60	0.05	0.21	0.79	0.25	0.21	1.54
Siljan	Sref3	0	2	95.00	14.90	0.01	0.18	0.35	0.21	0.71	1.44
Siljan	Sref3	2	4	92.30	12.90	0.01	0.15	0.45	0.19	0.50	1.37
Siljan	Sref3	4	6	89.00	9.70	0.02	0.12	0.40	0.19	0.37	1.14
Siljan	Sref3	6	8	86.10	7.70	0.02	0.12	0.42	0.17	0.31	1.06
Vattudal	Vat 2(1)	0	2	94.60	18.20	0.01	0.12	0.51	0.56	0.99	2.20
Vattudal	Vat 2(1)	2	4	88.40	15.40	0.01	0.07	0.48	0.27	0.62	1.40
Vattudal	Vat 2(2)	0	2	92.60	18.00	0.01	0.08	0.39	0.30	0.74	1.50
Vattudal	Vat 2(2)	0	2	94.60	18.20	0.01	0.11	0.56	0.38	1.06	2.10
Vattudal	Vat 2(2)	2	4	88.40	15.40	0.01	0.08	0.50	0.25	0.68	1.50

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Vattudal	Vat 2(2)	4	6	88.90	15.60	0.01	0.09	0.52	0.30	0.72	1.60
Vattudal	Vat 3(1)	0	2	93.80	16.40	0.02	0.37	1.94	1.17	2.01	5.50
Vattudal	Vat 3(1)	2	4	87.60	14.10	0.01	0.13	0.91	0.43	0.90	2.40
Vattudal	Vat 3(2)	0	2	93.80	16.40	0.02	0.37	2.08	1.11	1.81	5.40
Vattudal	Vat 3(2)	0	2	92.60	16.20	0.01	0.23	1.52	0.67	1.48	3.90
Vattudal	Vat 3(2)	2	4	87.60	14.10	0.01	0.14	0.98	0.55	0.87	2.60
Vattudal	Vat 3(2)	2	4	87.80	14.20	0.01	0.14	0.96	0.49	0.89	2.50
Vattudal	Vat 4(1)	0	2	94.90	18.80	0.01	0.16	0.59	0.34	1.09	2.20
Vattudal	Vat 4(1)	2	4	91.40	18.10	0.00	0.11	0.45	0.23	0.76	1.60
Vattudal	Vat 4(2)	0	2	94.90	18.80	0.01	0.16	0.64	0.37	1.14	2.30
Vattudal	Vat 4(2)	0	2	94.20	18.60	0.01	0.12	0.55	0.32	0.91	1.90
Vattudal	Vat 4(2)	2	4	91.40	18.10	0.01	0.11	0.48	0.24	0.71	1.50
Vattudal	Vat 4(2)	2	4	91.60	18.10	0.01	0.11	0.51	0.24	0.72	1.60
Vattudal	Vat 5(1)	0	2	93.80	14.50	0.01	0.08	0.33	0.42	0.76	1.60
Vattudal	Vat 5(1)	2	4	86.30	13.00	0.00	0.06	0.32	0.28	0.47	1.10
Vattudal	Vat 5(2)	0	2	92.60	14.40	0.00	0.08	0.31	0.37	0.65	1.40
Vattudal	Vat 5(2)	0	2	93.80	14.50	0.01	0.08	0.33	0.40	0.74	1.60
Vattudal	Vat 5(2)	2	4	86.40	12.90	0.00	0.06	0.32	0.32	0.51	1.20
Vattudal	Vat 5(2)	2	4	86.30	13.00	0.00	0.06	0.32	0.31	0.50	1.20
Vattudal	Vat 6(1)	0	2	90.20	14.50	0.00	0.07	0.25	0.21	0.39	0.90
Vattudal	Vat 6(1)	2	4	84.10	15.00	0.14	0.92	1.14	0.23	0.24	2.70
Vattudal	Vat 6(2)	0	2	90.20	14.50	0.00	0.06	0.26	0.23	0.36	0.90
Vattudal	Vat 6(2)	0	2	89.10	14.40	0.00	0.07	0.25	0.24	0.32	0.90
Vattudal	Vat 6(2)	2	4	84.10	15.00	0.18	0.98	1.17	0.24	0.15	2.70
Vattudal	Vat 6(2)	2	4	84.10	15.00	0.18	0.99	1.22	0.26	0.06	2.70
Vattudal	Vat 7(1)	0	2	92.00	12.80	0.01	0.15	0.54	0.23	0.81	1.70
Vattudal	Vat 7(1)	2	4	88.60	11.40	0.01	0.19	0.68	0.23	0.85	2.00
Vattudal	Vat 7(2)	0	2	91.50	12.80	0.01	0.15	0.57	0.26	0.69	1.70
Vattudal	Vat 7(2)	0	2	92.00	12.80	0.01	0.15	0.55	0.24	0.72	1.70
Vattudal	Vat 7(2)	2	4	88.60	11.40	0.02	0.19	0.68	0.22	0.75	1.90
Vattudal	Vat 7(2)	2	4	88.60	11.50	0.02	0.17	0.71	0.22	0.75	1.90
Vattviken	B1	0	2	92.00	14.90	0.02	0.15	0.20	0.20	0.50	1.07
Vattviken	B1	2	4	87.20	12.20	0.02	0.16	0.23	0.20	0.40	1.01
Vattviken	B1	4	6	74.20	5.80	0.05	0.27	0.47	0.30	0.20	1.29
Vattviken	B1	6	10	74.80	6.40	0.14	1.55	1.20	0.20	0.10	3.19
Vattviken	B1	10	15	65.50	5.30	0.06	1.29	0.67	0.20	0.10	2.32
Vattviken	B1	15	20	64.00	6.10	0.02	0.45	0.13	0.30	0.10	1.00
Vattviken	B2	0	2	76.10	6.70	0.05	0.12	0.47	0.30	0.20	1.14
Vattviken	B2	2	4	73.60	5.70	0.03	0.13	0.56	0.50	0.20	1.42
Vattviken	B2	4	6	73.80	5.80	0.03	0.15	0.56	0.30	0.20	1.24

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Vattviken	B2	6	10	68.90	6.00	0.05	0.14	0.48	0.30	0.20	1.17
Vattviken	B2	10	15	63.20	5.80	0.06	0.28	0.54	0.30	0.20	1.38
Vattviken	B2	15	20	58.50	4.90	0.03	0.38	0.30	0.40	0.10	1.21
Vattviken	B2	20	25	55.70	4.80	0.02	0.22	0.16	0.40	0.10	0.90
Vattviken	B3	0	2	87.90	12.30	0.01	0.22	0.38	0.50	0.80	1.91
Vattviken	B3	2	4	82.10	13.10	0.04	0.40	0.47	0.20	0.30	1.41
Vattviken	B3	4	6	81.40	10.80	0.02	0.20	0.32	0.30	0.30	1.14
Vattviken	B3	6	10	80.40	8.90	0.01	0.23	0.28	0.30	0.20	1.02
Vattviken	B3	10	15	79.60	10.40	0.03	0.53	0.64	0.30	0.30	1.80
Vattviken	B3	15	20	76.90	8.70	0.02	0.23	0.40	0.30	0.30	1.25
Vattviken	B3	20	25	76.90	8.10	0.02	0.23	0.36	0.30	0.20	1.11
Vattviken	B3	25	30	78.20	8.10	0.04	0.24	0.32	0.30	0.30	1.20
Vattviken	B4	0	2	81.30	8.70	0.02	0.16	0.25	0.30	0.20	0.93
Vattviken	B4	2	4	73.10	7.00	0.04	0.17	0.16	0.30	0.10	0.77
Vattviken	B4	4	6	70.70	6.10	0.02	0.17	0.08	0.40	0.10	0.77
Vattviken	B4	6	10	71.60	5.80	0.01	0.08	0.08	0.40	0.10	0.67
Vattviken	B4	10	15	68.10	5.80	0.01	0.02	0.08	0.40	0.10	0.61
Vattviken	B4	15	20	65.50	6.00	0.01	0.02	0.07	0.40	0.20	0.70
Vattviken	B5	0	2	79.70	6.70	0.01	0.06	0.12	0.30	0.20	0.69
Vattviken	B5	2	4	66.60	4.00	0.01	0.07	0.17	0.30	0.20	0.75
Vattviken	B5	4	6	69.00	4.70	0.02	0.10	0.16	0.20	0.10	0.58
Vattviken	B5	6	10	66.30	4.00	0.03	0.31	0.18	0.30	0.10	0.92
Vattviken	B5	10	15	56.90	4.10	0.14	0.52	0.12	0.30	0.00	1.08
Vattviken	V2	0	2	57.10	5.90	0.02	0.20	0.25	1.50	0.20	2.17
Vattviken	V2	2	4	61.70	4.80	0.02	0.14	0.22	0.60	0.10	1.08
Vattviken	V2	4	6	60.80	4.20	0.01	0.10	0.20	0.30	0.10	0.71
Vattviken	V2	6	10	57.40	3.80	0.01	0.09	0.14	0.40	0.10	0.74
Vattviken	V2	10	15	53.60	3.40	0.02	0.10	0.15	0.40	0.10	0.77
Vattviken	V2	15	20	46.40	3.20	0.03	0.07	0.12	0.40	0.10	0.72
Vattviken	V2	15	25	48.60	3.80	0.02	0.07	0.12	0.40	0.00	0.61
Vattviken	V3	0	2	88.70	12.40	0.03	0.30	0.27	0.40	0.40	1.40
Vattviken	V3	2	4	53.00	3.70	0.02	0.05	0.09	0.40	0.10	0.66
Vattviken	V3	2	4	84.80	10.60	0.02	0.19	0.21	0.40	0.30	1.12
Vattviken	V3	4	6	83.10	11.60	0.01	0.11	0.15	0.30	0.20	0.77
Vattviken	V3	4	6	41.50	3.50	0.04	0.08	0.14	0.40	0.10	0.76
Vattviken	V3	6	10	82.80	8.70	0.01	0.12	0.18	0.30	0.20	0.81
Vattviken	V3	6	10	42.80	3.20	0.03	0.08	0.13	0.40	0.00	0.64
Vattviken	V3	10	15	53.20	3.50	0.02	0.11	0.14	0.40	0.00	0.67
Vattviken	V3	10	15	78.00	6.70	0.02	0.14	0.24	0.30	0.20	0.90
Vattviken	V3	15	18	70.00	5.60	0.03	0.17	0.25	0.40	0.10	0.95

Site	Provplats	Top	Bottom	H2O (%)	OM (%)	H2O-P (mg/g)	Fe-P (mg/g)	Al-P (mg/g)	Ca-P (mg/g)	Org-P (mg/g)	Tpfrak
Vattviken	V3	15	18	57.80	4.40	0.02	0.20	0.18	0.30	0.00	0.70
Vattviken	V4	0	2	79.10	7.10	0.02	0.14	0.15	0.50	0.20	1.01
Vattviken	M1	0	2	90.60	29.00	0.01	0.12	0.08	0.20	0.20	0.61
Vattviken	M1	2	4	87.50	30.60	0.02	0.19	0.07	0.20	0.20	0.68
Vattviken	M1	4	6	89.50	14.60	0.04	0.81	0.10	0.20	0.20	1.35
Vattviken	M1	6	8	88.80	12.10	0.05	0.42	0.11	0.30	0.20	1.08
Vattviken	M1	8	10	85.60	10.40	0.03	0.27	0.09	0.30	0.20	0.89
Vattviken	M1	10	12	83.90	10.40	0.04	0.62	0.16	0.30	0.20	1.32
Vattviken	M1	12	14	83.40	10.10	0.02	0.35	0.15	0.20	0.20	0.92
Vattviken	M1	14	16	80.90	13.20	0.10	1.44	0.66	0.40	0.10	2.70
Vattviken	M1	16	18	79.10	9.30	0.04	0.40	0.25	0.30	0.20	1.19
Vattviken	M1	18	20	79.70	11.60	0.31	1.98	0.59	0.30	0.20	3.38
Vattviken	M1	20	25	81.30	10.80	0.13	0.70	0.37	0.30	0.20	1.70
Vattviken	M1	25	30	80.70	9.90	0.06	0.46	0.29	0.40	0.20	1.41
Vattviken	M1	30	32	80.50	10.10	0.06	0.43	0.27	0.30	0.20	1.26
Vattviken	R2	0	2	88.70	10.60	0.01	0.13	0.13	0.30	0.20	0.77
Vattviken	R2	2	4	77.70	7.10	0.01	0.08	0.15	0.30	0.30	0.84
Vattviken	R2	4	6	71.10	15.10	0.02	0.12	0.14	0.40	0.10	0.78
Vattviken	R2	6	10	73.20	5.80	0.03	0.08	0.07	0.50	0.10	0.78
Vattviken	R2	10	15	72.30	5.80	0.03	0.06	0.06	0.60	0.10	0.85
Vattviken	R2	15	20	67.00	5.00	0.04	0.05	0.05	0.40	0.10	0.64
Vattviken	R3	0	2	80.10	7.70	0.02	0.14	0.36	0.30	0.20	1.02
Vattviken	R3	2	4	75.00	5.80	0.02	0.14	0.16	0.40	0.20	0.92
Vattviken	R3	4	6	71.60	5.60	0.02	0.12	0.15	0.50	0.10	0.89
Vattviken	R3	6	10	70.50	5.70	0.02	0.10	0.14	0.50	0.10	0.86
Vattviken	R3	10	15	72.10	6.10	0.01	0.08	0.11	0.50	0.10	0.80
Vattviken	R3	15	20	69.20	6.40	0.02	0.05	0.10	0.50	0.10	0.77
Vattviken	R4	0	2	74.10	5.50	0.03	0.09	0.28	0.40	0.20	1.00
Vattviken	R4	2	4	65.80	4.90	0.04	0.14	0.47	0.30	0.20	1.15
Vattviken	R4	4	6	62.50	4.50	0.02	0.15	0.46	0.40	0.20	1.23
Vattviken	R4	6	10	60.20	4.10	0.02	0.12	0.41	0.30	0.20	1.05
Vattviken	R4	10	15	61.30	4.60	0.02	0.19	0.46	0.30	0.10	1.07
Vattviken	R5	0	2	51.60	4.90	0.01	0.07	0.16	0.80	0.10	1.14
Vattviken	R5	2	4	52.40	3.80	0.01	0.07	0.15	0.40	0.10	0.73
Vattviken	R5	4	6	46.00	3.60	0.03	0.06	0.12	0.40	0.00	0.61
Vattviken	R5	6	10	46.90	3.70	0.05	0.07	0.13	0.40	0.00	0.65



Jordbruks verket

Jordbruksverket

551 82 Jönköping

Telefon 036-15 50 00 (vx)

jordbruksverket@jordbruksverket.se

www.jordbruksverket.se

ISSN 1102-3007 · ISRN SJV-RXX/XX SE · RA: XXXX:XX