



Skogsbranden i Västmanland 2014 slutrappport

**Utvärdering av effekter på vattenkvalitet och
vattenlevande organismer i och runt brandområdet**

Stephan Köhler, Brendan McKie, Gustaf Granath, Karin Wallman, Joel Segersten, Jens Fölster, Stina Drakare, Frauke Ecke, Maria Kahlert och Emma Göthe

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2018:5

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Köhler, S., McKie, B.G., Granath, G., Wallman, K., Segersten, J., Fölster, J., Drakare, S., Ecke, F., Kahlert, M., Göthe, E. (2018) Skogsbranden i Västmanland 2014 slutrapport: Utvärdering av effekter på vattenkvalitet och vattenlevande organismer i och runt brandområdet. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö; Rapport 2018:5

Omslagsfoto: Stina Drakare, Märssjön 2014

Tryck: Uppsala

Tryckår: 2018

Kontakt

Stephan.Kohler@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Förord.....	7
1 Introduktion.....	8
2 Material och metoder	11
2.1 Kartunderlag	11
2.2 Provtagning och analys av vattenkemi	11
2.2.1 Vattendrag	11
2.2.2 Sjöar.....	11
2.2.3 Installation av sensorer i två utvalda områden	13
2.3 Hydrologisk information och flödesförhållanden.....	15
2.3.1 Installation av tryckgivare	15
2.3.2 Flygelmätningar.....	15
2.4 Provtagning och analys av biologiska parametrar	17
2.4.1 Fytoplankton i sjöar.....	17
2.4.2 Makrofyter i vattendrag	18
2.4.3 Bentiska kiselalger och bottenfauna i vattendrag	19
2.4.4 Ekosystemfunktion: lövnedbrytning och alg tillväxt.....	21
2.5 Statistisk analys	22
2.5.1 Bottenfauna, kiselalger och ekosystemfunktion i vattendrag	22
3 Resultat.....	25
3.1 Väder och vattenföring	25
3.1.1 Tryckgivardata, flygelmätningar och S-HYPE beräknade flöden...	26
3.2 Vattendrag	27
3.2.1 Brandhårdhet	27
3.2.2 Abiotiska variabler	29
3.2.3 Biologiska variabler.....	43
3.3 Sjöar 55	
3.3.1 Abiotiska variabler	56
3.3.2 Växtplankton i fem sjöar med olika brandpåverkan.....	69
4 Syntes	72
4.1 Övergripande resultat från den kemiska och biologiska övervakningen inom brandområdet	72
4.2 Utvärdering av utförandet, provtagningsprogram och analysmetoderna...	75
4.3 Rekommendationer för framtiden.....	78
Referenser.....	80
Bilagor.....	88

Förord

Sveriges lantbruksuniversitet har på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) tillsammans med Länsstyrelsen för Västmanlands län undersökt effekterna på vattenkvalitet och vattenlevande organismer i och kring brandområdet av den brand som utbröt sommaren 2014. De vattenkemiska resultaten från första halvåret efter branden rapporterades i en delrapport 2015 (Köhler et al. 2015), vattenkemiska resultat till och med juni 2017 redovisades i en delrapport 2017 (Köhler et al. 2017). Flera examensarbeten har utförts vid Institutionen för vatten och miljö där data från övervakningsprogrammet har använts. Landahl (2015) studerade brandhårdhetens påverkan på vattenkemiska effekter relaterade till eutrofiering och försurning. McNeice (2015) studerade brandens påverkan på DOC (löst organiskt kol) i vattendragen och hur sensorer bäst kan användas för att studera DOC. Johansson (2016) studerade om och i så fall hur vattenföringen påverkades i brandskadad och avverkad skog.

Denna rapport är den slutgiltiga rapporten för projektet. Stephan Köhler har varit projektledare och huvudansvarig för rapporten. Författarna för de olika kapitlen är Karin Wallman (vattenkemi), Jens Fölster (vattenkemi), Stephan Köhler (vattenkemi, syntes), Brendan McKie (bottenfauna, kiselalger), Emma Göthe (bottenfauna, kiselalger), Gustaf Granath (bottenfauna, kiselalger), Maria Kahlert (kiselalger), Frauke Ecke (makrofyter), Joel Segersten (bottenfauna, kiselalger, växtplankton, vattenkemi sjöar), Stina Drakare (vattenkemi sjöar, växtplankton). Samtliga författare arbetar eller har arbetat på Institutionen för vatten och miljö vid SLU.

Författarna vill tacka för ett mycket gott samarbete med Länsstyrelsen i Västmanlands län. Med hjälp av länsstyrelsen har provplatser kunnat väljas ut och utan det smidiga och effektiva samarbetet med länsstyrelsen hade provtagningen inte heller kunnat äga rum. Vi vill särskild tacka Magnus Svensson och Katarina Agné för deras insatser och intresse i arbetet.

Vi vill även tacka Mikael Östlund för provtagning av bottenfauna, makrofyter och kiselalger, André Frainer för försöken med lövpåsar samt alla andra som på något sätt varit inblandade i projektet.

Uppsala december 2018

1 Introduktion

Sommaren 2014 inträffade den största okontrollerade skogsbranden i Sverige sedan andra världskriget. Stora arealer skogsmark (> 12000 ha; Figur 1) i Västmanlands län drabbades hårt. Från tidigare brandhändelser som berörde mindre ytor både i Norge (Lydersen et al. 2014; 2600 ha), Sverige (Eriksson 2002; 450 ha) och Nordamerika (Stephens et al. 2004) är det känt att dessa typer av bränder kan ha en betydande inverkan på vattenkvaliteten (Eriksson 2002; Smith et al. 2011; Lydersen et al. 2014) och ekosystemet. Klimatförändringarna kommer troligen leda till att antalet okontrollerade bränder kommer att öka ytterligare i Sverige (Flannigan et al. 2009). Detta kan medföra ett stort antal direkta effekter på skogsbruket och kolbalansen på landskapsnivå (Flannigan et al. 2009), men även indirekta effekter som påverkar förutsättningarna för ekosystemtjänster och kvalitén på yt- och grundvatten. Det är därför viktigt att följa och utvärdera såväl kort- och långsiktiga effekter av skogsbränder på akvatiska ekosystem.

Studier visar på stora men möjligen kortvariga effekter (1-5 år) på vattenkvaliteten i vattendrag efter en skogsbrand. De viktigaste kända vattenkemiska effekterna är en ökad transport av sediment och en mobilisering av metaller och näringsämnen. De flesta av dessa förändringar behöver studeras mycket snabbt efter branden. Stora förändringar i pH, export av toxiskt aluminium och förhöjda halter av metaller har dokumenterats från tidigare studier (Eriksson 2002, Smith et al. 2011, Lydersen 2014), liksom en ökad vattentemperatur och ökat utflöde av näringsämnen (Minshall 2003). Det är dock oklart om de förhöjda halterna av metaller beror på att havsvatten använts vid släckningsarbete eller om det är ett generellt mönster. Detta är särskilt intressant i det nuvarande brandområdet i Västmanland med historiskt mycket omfattande gruv- och metallindustri som har resulterat i att uppströms liggande områden redan har förhöjda metallhalter och att området är påverkat av förorening.

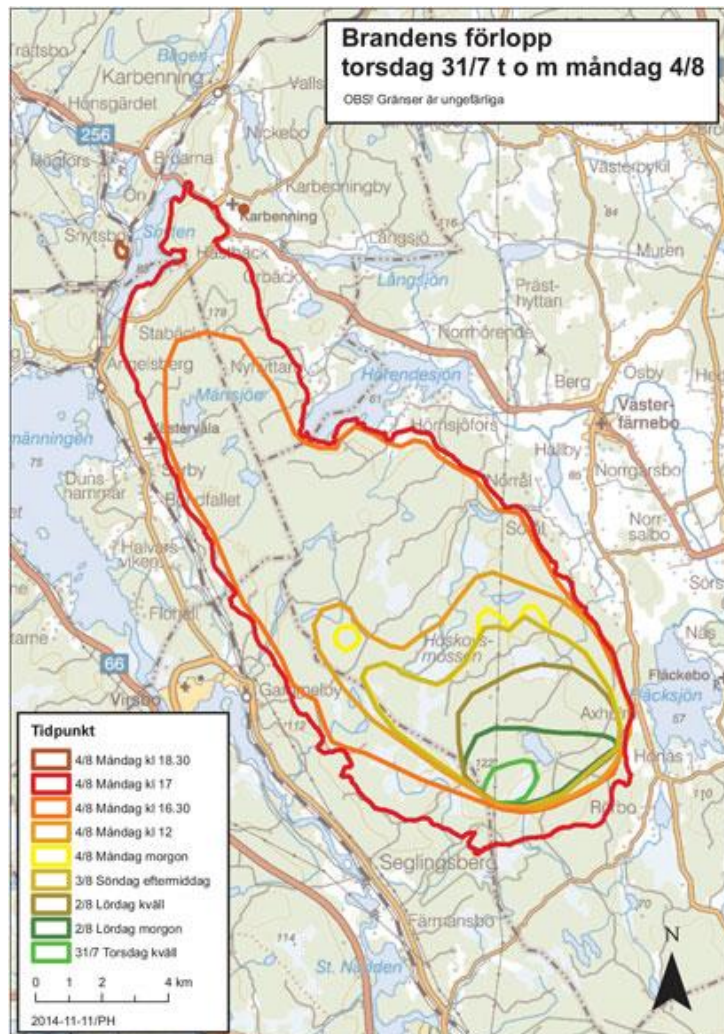
För vattendragens organismer kan en brands effekt beskrivas som en häftig och pulsartad störning av livsmiljön orsakad av nedfall av aska och ökad sediment- och näringstransport. Vidare kan branden, inom det brända området, ha starka kvardröjande effekter i form av minskad skuggning orsakad av förlusten av trädkronor. Detta kan förstärkas av fällande och bortförsl av brända döda eller döende träd som ofta görs efter bränder. Forskning på effekterna av kalhyggesavverkning (Stone & Wallace, 1998; Kiffney et al., 2003; McKie & Malmqvist, 2009) visar att förlusten av skugga och minskad införsel av organiskt material (blad, kvistar) har stora effekter på ekosystemen i dessa vattendrag. Den högre solinstrålningen medför i allmänhet en ökad tillväxt i basen av vattendragets näringsväv, det vill säga alg- och makrofytoproduktion (Kiffney et al., 2003). Även om helt öppna, oskuggade vattendrag kan uppvisa en biodiversitet som är jämförbar med skuggade vattendrag, så är skillnaderna ofta stora när sammansättningen av djursamhällena jämförs med avseende på funktion (McKie & Cranston, 2001), med fler herbivorer (konsumenter av alger) och färre detritivorer (nedbrytare av organiskt material producerat i och utanför vattnet) i oskuggade vattendrag (Kiffney et al., 2003; Gjerløv & Richardson, 2004). Ökad solinstrålning är inte nödvändigtvis positivt för det akvatiska ekosystemets funktionella stabilitet. I vattendrag med redan förhöjda nivåer av näringsämnen (eutrofa förhållanden) kan högre solinstrålning medföra ökad algutväxt då tillväxten inte är ljusbegränsad. I takt med skogens återväxt, och medföljande beskuggning, borde ekosystemet återgå till de förhållanden som existerade före branden. Detta är en process som tar årtionden och beror på att vegetationen som återetablerar sig liknar den innan branden.

Resultat från Stensjön i Tyresta (NVV 2006) visade att totalbiomassa och artsammansättning för växtplankton påverkades mycket kraftigt under året efter branden vilket syntes i en kraftig ökning av klorofyll och växtplanktonbiomassa i form av guldalger (*Uroglena* sp.), men att det snabbt återgick till att likna förhållandena innan branden. I tidigare studier, som främst fokuserat på bottenfauna, har man

funnit att de direkta effekterna av skogsbränder (dvs. effekterna av den på branden direkt påföljande pulsen av näringsämnen, suspenderat material, surhet, etc.) ofta är obetydliga och att organismsamhällena snabbt återhämtar sig (t.ex. Rinne 1996; Minshall et al. 1997; Minshall et al. 2001). Den största påverkan av bränder på akvatiska organismer i sjöar kan istället vara av mer indirekt karaktär och komma senare i tid, dvs. påverkan från mer bestående morfologiska förändringar som erosion eller en ökad sedimenttransport och deposition, med en betydligt längre återhämtningstid (Rinne 1996; Minshall et al. 1997; Minshall et al. 2001). Dessa långsiktiga effekter kanske kan delvis förklara Minshall et al.'s (1997) observation att medan det flesta vattendrag återhämtar sig snabbt från de direkta effekterna av en skogsbrand, kan återhämtningen i sjöar vissa fall vara fragil, fördröjd eller aldrig komplett.

Vid de flesta undersökningar av skogsbränders effekt på det akvatiska djursamhället har provtagningen genomförts inom det brända området, där påverkan från branden potentiellt är som störst. Mycket av denna påverkan är kopplad till förändringar inom brandområdet som den starkt förändrade ljusinstrålningen. Från ett regionalt förvaltningsperspektiv så är det också viktigt att veta om det akvatiska ekosystemet påverkas även nedströms det brända området, och hur långvariga sådana effekter kan vara. Det är troligt att ökat läckage av näringsämnen och ökad transport av suspenderade partiklar har effekt på det akvatiska ekosystemet (sjöar, vattendrag) nedströms själva brandområdet, det vill säga i obrända områden. Effekter på ekosystemen nedströms skulle kunna vara förändringar av organismsamhällets sammansättning och effektiviteten i viktiga ekosystemfunktioner så som lövnedbrytning. En ökad mängd näringsämnen i vattnet kan resultera i mer effektiv (dvs. snabbare) lövnedbrytning, samtidigt som förhöjda halter suspenderade partiklar, och därmed ökad sedimentation, kan motverka samma nedbrytningsprocess (Woodward et al. 2012). Huruvida de mer beständiga effekterna av en skogsbrand på ljusinstrålning och geomorfologi inom brandområdet också har en inverkan på organismsamhället längre nedströms i vattendraget är svårare att förutsäga. Potentiellt skulle en förändrad artsammansättning inom brandområdet medföra att andra arter migrerar nedströms och på så sätt förändrar artpoolen för samhällen nedströms (t.ex. Göthe et al. 2013).

Efter branden i Västmanlands län påbörjades ett övervakningsprogram som initialt hade en hög upplösning i tid och rum, men som i takt med ökande kunskap och avklingande effekter inriktade sig på färre provtagningsstationer. Syftet med programmet var att studera de kort- och långsiktiga vattenkemiska och biologiska effekterna av skogsbranden.



Figur 1: Karta över brandens förlopp och utbredning (SGU)

2 Material och metoder

2.1 Kartunderlag

Kartunderlag omfattande avrinningsområden, vegetation och brandpåverkan togs fram inom ramen för ett examensarbete (Landahl 2015). En höjddatabas togs fram baserat på data från Lantmäteriets laser-skanning. Avrinningsområden för de studerade provtagningsstationerna togs fram ur höjddatabasen med standardverktyg i ArcGIS. Data från laserskanning användes också för att klassa vegetationen inom området. Flygbilder som Lantmäteriet tog före och efter branden, användes för att klassa brandpåverkan.

2.2 Provtagning och analys av vattenkemi

2.2.1 Vattendrag

Baserat på kartor och fältbesök valdes provplatser ut i åtta vattendrag som avvattnade brandområdet och där det rann vatten när studien påbörjades i augusti 2014 (Figur 2). De extremt torra förhållandena sommaren 2014 gjorde att vi inte kunde provta Gnällbäcken som avvattnar Öjesjön och området där branden började vilket annars hade varit av intresse. Provplatserna valdes så nära gränsen för brandområdet som räddningstjänstens avspärningar tillät och där det fanns en lämplig provplats för provtagningen. I Gärsjöbäcken låg en provplats inom den regionala miljöövervakningen med en lång tidsserie. Tyvärr var vi tvungna att den första tiden av säkerhetsskäl provta några hundra meter nedströms denna, (Gärsjöbäcken nedre 6644930-1524574) men när avspärningarna hävts kunde vi flytta punkten tillbaka till den ordinarie provplatsen. Provplatsen Gärsjöbäcken, nedre ligger mer öppet och kan ha påverkan från närliggande åkermark.

Två referensvattendrag i närheten utan direkt brandpåverkan valdes ut, Solltorpsbäcken och Säckenbäcken. Solltorpsbäcken ligger söder om och Säckenbäcken väster om brandområdet (se Bilaga 1 för koordinater, och Figur 4). Båda dessa bäckars avrinningsområden domineras av skog. Solltorpsbäcken är som många av bäckarna inom brandområdet påverkad av skogsbruk. Säckenbäcken är mycket liten och svårtillgänglig och provtagningen avslutades därför efter hösten 2014.

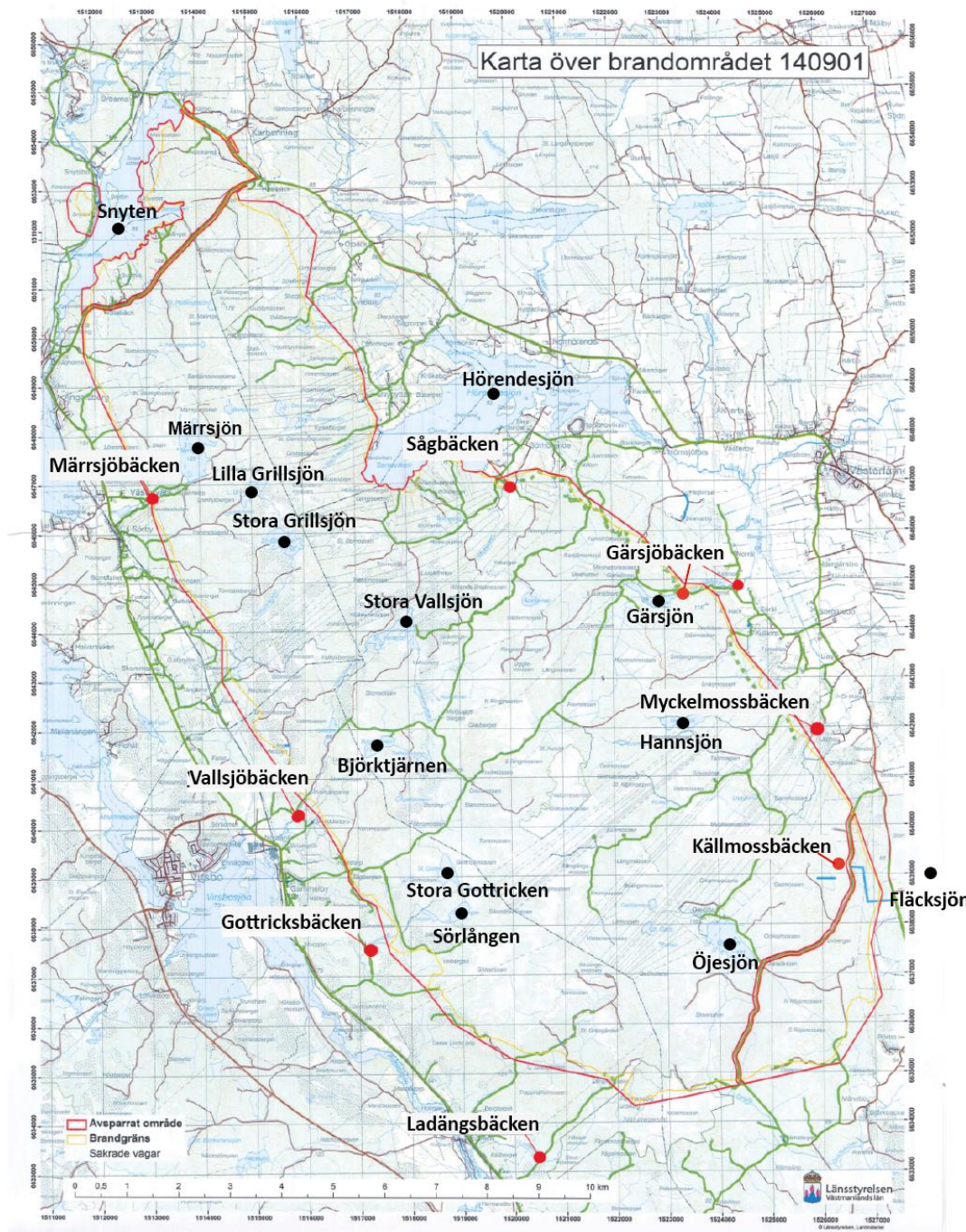
Gärsjöbäcken, Vallsjöbäcken och Myckelmossbäcken valdes ut för att provtas mer frekvent och Ladängsbäcken och Märresjöbäcken med lägre frekvens. Sågbäcken och Gottricksbäcken provtogs endast under hösten 2014 och början av 2015. Provtagningen avslutades i Sågbäcken eftersom det ansågs att de uppmätta höga halterna för näringsämnen och den höga turbiditeten inte återspeglade de andra beskogade områdena. Gottricksbäcken avslutades pga. att den är kalkpåverkad.

Utöver dessa provplatser som provtogs särskilt för detta projekt användes även data från vattendraget Svartån – Svanå.

2.2.2 Sjöar

Märresjön som ligger inom brandområdet ingår i den regionala miljöövervakningen med en lång tidsserie. Efter branden kompletterades provtagningen där med en del ytterligare provtagning och analyser. Dessutom provtogs 13 sjöar som har sina avrinningsområden i olika grad påverkade av branden (Figur 2). De provtogs den 28 oktober 2014, 28 oktober 2015 och 1 december 2016. Provtagningen gjordes med helikopter i samband med det nationella miljöövervakningsprogrammet omdrev i sjöar vilket höll kostnaderna för provtagningen nere. Två av sjöarna Hörendesjön och Snyten provtogs även vid några

ytterligare tillfällen inom ramarna för detta projekt. Dessa är större vattenförekomster som ligger i anslutning till brandområdet och med en mindre del av avrinningsområdena innanför brandområdet.



Figur 2. Sjöar (●) och vattendrag (●) inom brandområdet som ingått i provtagningsprogrammet vattenkemi (källa: Länsstyrelsen i Västmanlands län). Den röda linjen visar avsparrat område efter branden och den gula linjen brandgränsen. Svartån, Svanå och referensen Solltorpsbäcken ligger söder om kartan. Referensen Säckenbäcken ligger väster om kartan. För Gärsjöbäcken finns det två provplatser, den initiala som användes innan skogsvägen öppnades och den slutgiltiga. Källmossbäcken analyserades bara för biologiska parametrar och beskrivs lite längre ner.

Provtagningen har mestadels utförts av länsstyrelsen. Proverna har analyserats vid geokemiska laboratoriet, Institutionen för vatten och miljö, SLU. Samtliga analyser följer standardmetoder

<https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/vom/laboratorier/ackrediterade-vattenanalyismetoder.pdf>.

Frekvensen och analyserna som utförts redovisas i Tabell 1.

Märrensjön och Gärsjöbäcken har ingått i den regionala miljöövervakningen innan branden och det finns långa tidserier för dessa provpunkter. Från och med januari 2014 ansvarar institutionen för Vatten och Miljö, SLU, för analyser medan länsstyrelsen ansvarar för provtagningen. Hörendesjön, Snyten och Fläcksjön provtogs också innan branden inom den regionala miljöövervakningen. Vid dessa provtagningar ansvarade institutionen för vatten och miljö, SLU, för vattenkemianalyserna.

2.2.3 Installation av sensorer i två utvalda områden

I två av vattendragen installerades sensorer för kontinuerlig registrering av turbiditet (mått på vattnets grumlighet), konduktivitet, fDOM (fluorescerande löst organiskt kol som är ett mått på DOC), pH och temperatur. Mätningarna medger att följa snabba förändringar av vattenkvalitet som ofta förekommer i samband med höglöden och det kompletterar den ordinarie provtagningen av vattenkemi. Den ena bäcken var Gärsjöbäcken som valdes ut för att den har en lång tidsserie av vattenkemi före branden och som därför är särskilt lämpad för att studera effekterna av branden. Den andra bäcken var Myckelmossbäcken som valdes ut för att den saknar sjöar i avrinningsområdet och därmed ger en direkt respons på flödesförändringar. Myckelmossbäcken ligger också nära Gärsjöbäcken vilket underlättar tillsyn och datauttag.

Inom brandskadad skog förväntas att erosion av partiklar från marken ökar under höglödesperioder. Detta kan möjligen leda till uttransport av aska, metaller eller försurande ämnen. Syftet med sensorerna var att kvantifiera denna effekt (turbiditetsmätning) samt att bestämma om detta kunde leda till surstötar (pH sonden) med en mycket hög tidsupplösning (värden registrerades varje 15e minut).

Tabell 1: Provtagningsprogram kemi inom brandprojektet. Prover för analys lösta halter kol, lösta halter metaller, sediment och PAH samlades in men analyserades ej av kostnadsskäl.

Provplats	Antal /månad	Antal	Baspaket [§]	TOC + metaller	Klorofyll	Suspendrat material
Gärsjöbäcken	2 ^{#1}	16	x	x		x
Märrensjön	2 ^{#1}	8	x	x	x	
Svartån Svanå*	2 ^{#2}	16	x	x		x
Vallsjöbäcken + Myckelmossbäcken	2	15	x	x		x
Synoptisk ^{#4}	15 tillfällen totalt	48	x	x		x

§: baspaket inkluderar pH, alkalinitet, katjoner, anjoner, näringsämnen och absorbans.

^{#1} I början oftare och sedan mindre. Provplatser 1,2 provtas i ett annat program och kommer att komplettera denna serie.

^{#2} ALCONTROL ansvarade för provtagning och analys.

^{#4} Gärsjöbäcken, Vallsjöbäcken, Myckelmossbäcken, Märrensjön, Ladängsbäcken, Gottricksbäcken, Sågbäcken, Säckenbäcken, Solltorpsbäcken.

2.3 Hydrologisk information och flödesförhållanden

2.3.1 Installation av tryckgivare

I fem bäckar inom brandområdet och i en referensbäck installerades tryckgivare som ger kontinuerliga mätningar av vattennivån (Tabell 2). Dessa mätningar gör det möjligt att utvärdera hur representativ den vattenkemiska provtagningen varit för olika flödessituationer. Detta möjliggör även att genomföra en enklare massbalansberäkning i kombination med kemiska data i ett senare skede.

Tabell 2: Vattendrag där tryckgivare installerades samt under vilken tidsperiod.

Vattendrag	Tidsperiod
Gärsjöbäcken	2014-09-10 tom 2016-07-20
Ladängsbäcken	2014-09-11 tom 2016-06-30
Myckelmossbäcken	2014-09-10 tom 2016-11-09
Sågbäcken	2014-09-10 tom 2016-11-08
Säckenbäcken	2014-09-11 tom 2015-11-10
Vallsjöbäcken	2014-09-11 tom 2016-11-08

2.3.2 Flygelmätningar

Flygelmätningar gjordes vid tre tillfällen i de vattendrag där tryckgivare installerats. Vid en flygelmätning mäts vattnets hastighet med en roterande propeller vid ett flertal punkter i en transekt i vattendraget (Shaw 1994). Ur dessa data kan vattenföringen (flödet) vid tillfället beräknas. Genom att genomföra dessa mätningar vid olika flöden kan ett samband mellan vattennivå och flöde upprättas så att vattenföringen kan beräknas från vattennivådata.

2.4 Provtagning och analys av biologiska parametrar

2.4.1 Fytoplankton i sjöar

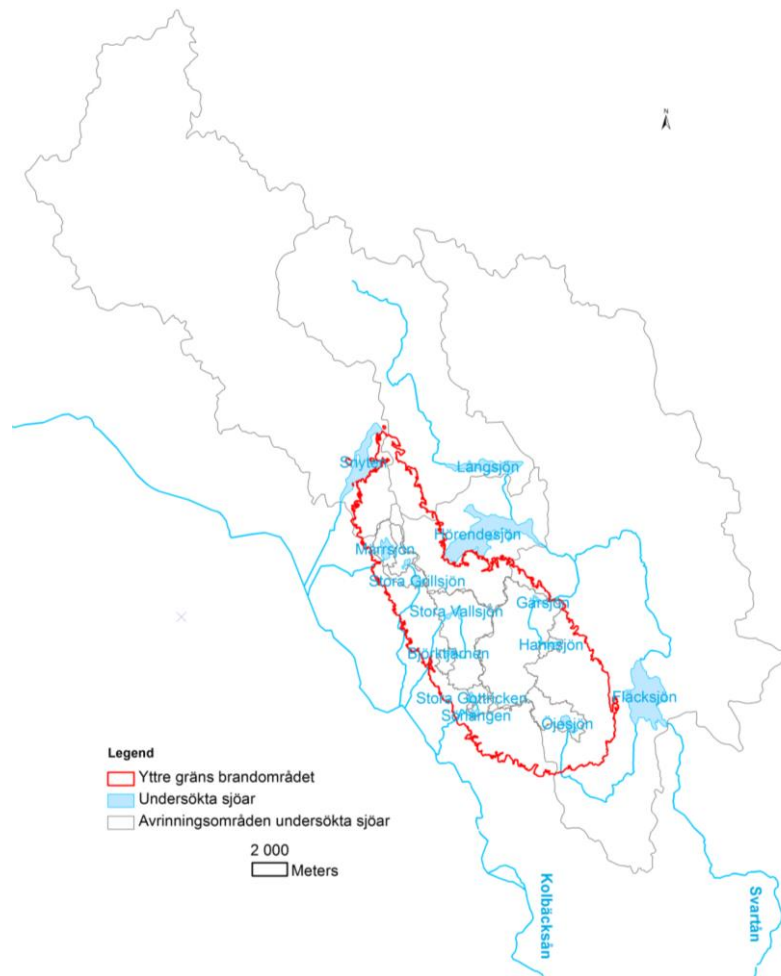
Fytoplankton valdes ut som parameter då den anses svara snabbt på brandpåverkan samt att flera av sjöarna hade fytoplanktondata från tiden innan branden. Fytoplankton har provtagits i tre olika sjöar som har hela eller delar av sitt avrinningsområde brandpåverkat (Tabell 3). Fytoplanktonproven togs från en större yta centralt i sjön. Ytan anpassades i viss mån till sjöns storlek och form. Först uppskattades epilimnionskiktets djup med en temperaturmätning och därefter avgjordes lämplig provnivå som omfattade 75–80 % av epilimnion. Det kvantitativa provet konserverades omedelbart efter provtagning med jodjodkalium. Se metodbeskrivning SS-EN 15204:2006. Provtagningen gjordes av forskare på Institutionen för vatten och miljö och analys av fytoplankton utfördes av biologiska laboratoriet på Institutionen för vatten och miljö.

I denna rapport utvärderas även data från provtagningar som utförts i totalt fem sjöar inom ramen för regional miljöövervakning (Hörendesjön, Märresjön, Snyten samt Långsjön och Fläcksjön). Artbestämningen av insamlat växtplanktonmaterial inom detta program har utförts av Medins biologi AB.

I Figur 3 visas de ingående sjöarnas avrinningsområden i relation till brandområdet, inklusive de fem sjöar som utvärderats med avseende på växtplankton.

Tabell 3: Provtagning av fytoplankton 2014-2017 av personal från Institutionen för vatten och miljö.

Sjö	Provnivå [m]	Provtagningsdatum
Hörendesjön	0-6	aug-15
Märresjön	0-5,0-2 resp. 0-6	aug-14, okt-14 resp. aug-16
Snyten	0-6 resp. 0-9	aug-15 resp. aug-16



Figur 3: Sjöarna som undersökts i projektet, deras respektive avrinningsområden och positioner i förhållande till brandområdet.

Från växtplanktondata beräknades biovolym växtplankton, andelen cyanobakterier och TPI (trofiskt planktonindex) och artrikedom/artantal. Dessa är samtliga parametrar/delindex som ingår i bestämningen av ekologisk status med avseende på växtplankton i sjöar och relaterar särskilt till sjöarnas näringsförhållanden (NVV 2007). På grund av inneboende brister i dataunderlaget och då inga tydliga trender gick att finna för artrikedom och andelen cyanobakterier så redovisas inte dessa delindex i rapporten. Artrikedom visar på surhetsstatus och är en känslig parameter som påverkas mycket av vem som utför artbestämningarna. Eftersom artbestämningarna delvis är utförda av olika laboratorier blir en utvärdering av parametern svårtolkad.

2.4.2 Makrofyter i vattendrag

Vattenväxter (kärlväxter, mossor, makroskopiska alger), s.k. makrofyter undersöktes augusti 2015 och 2017 i tre vattendrag. Makrofytopptagningen utfördes av personal från Institutionen för vatten och miljö under sommaren 2015 och 2017. De utvalda vattendragen var Gärsjöbäcken nedre, Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken (Figur 2). Dessa vattendrag valdes ut därför att de ansågs vara de mest intressanta samt att det i dessa vattendrag redan pågick många andra studier. Makrofytsamhället i respektive vattendrag studerades på två olika ställen. Dels i en vattendragssträcka belägen nedströms (utanför) det brända området (lokal också för vattenkemi, kiselalger, bottenfauna m.m.) samt vid en vat-

tendragsträcka där skogen och marken brunnit. De inventerade sträckorna delades in i mindre sektioner (25 meter). Antalet 25-meters sektioner för områdena (bränt/obränt) varierade mellan 4-5 sektioner. Oftast låg sektionerna i direkt anslutning till varandra på respektive område. Vegetationen bestämdes till art där funna arter tilldelades en täckningsklass enligt en 5-gradig skala, baserat på respektive arts yt-täckning (< 5%, 5-25%, 25-50%, 50-75% och 75-100%). Stödparametrar såsom vattendragsbredd, maxdjup, flödestyp, beskuggning, bottensubstrat och död ved noterades sektionvis. I den statistiska utvärderingen ingick enbart arter som hittades i minst fyra sektioner.

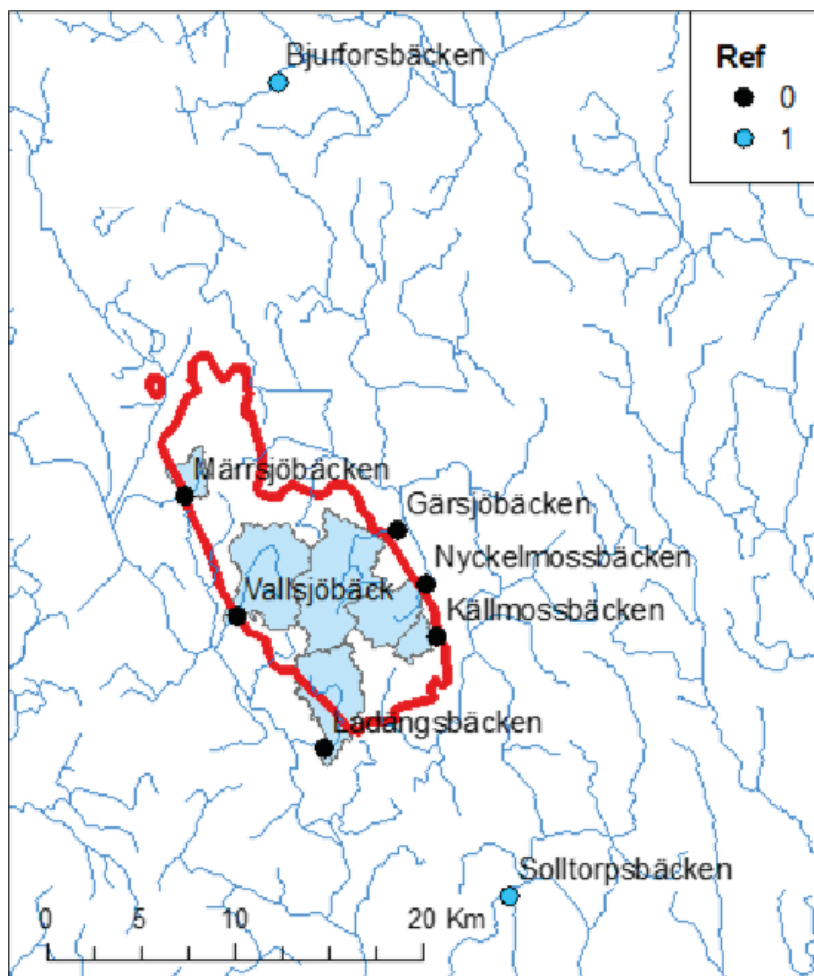
2.4.3 Bentiska kiselalger och bottenfauna i vattendrag

Bottenfauna och kiselalger provtogs i 9 bäckar som påverkats av branden samt i 4 obrända referensvattendrag enligt Tabell 4. De flesta av dessa bäckar var samma bäckar som de som valts ut för övervakning av vattenkemi (se bilaga 1 tabell B och C). Referensvattendragen valdes med avseende på geografisk närhet till brandområdet samt att de uppvisade likartad markanvändning som vattendragen i brandområdet. Ett av referensvattendragen (Bjurforsbäcken) är ett trendvattendrag som provtas inom ramen för den nationella miljöövervakningen, övriga referensvattendrag provtogs av personal från SLU eller länsstyrelsen i Västmanland.

En del bäckar provtogs bara vid enstaka tillfällen och har exkluderats från statistiska analyser då rapportens fokus ligger på de bäckar som provtagits varje år för att säkerställa robusta jämförelser mellan år (Tabell 4; Figur 4).

Tabell 4: Provtagna vattendrag med avseende på bottenfauna och kiselalger (grå rutor med kryss indikerar att bäcken provtagits). Endast vattendrag som provtagits år 2014, 2015 och 2016 inkluderades i analyserna. Se bilaga 1 Tabell B and C för mer information om bäckarna.

		Bottenfauna			Kiselalger		
Vattendragsnamn	Typ	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Solltorpsbäcken	Referens	x	x	x	x	x	X
Bjurforsbäcken	Referens	x	x	x	x	x	X
Venabäcken	Referens		x	x			
Säckenbäcken	Referens	x					
Ladängsbäcken	Brandområdet	x	x	x	x	x	X
Vallsjöbäck	Brandområdet	x	x	x	x	x	X
Märrsjöbäcken	Brandområdet	x	x	x	x	x	X
Gärsjöbäcken	Brandområdet	x	x	x	x	x	X
Myckelmossbäcken	Brandområdet	x	x	x	x	x	x
Källmossbäcken	Brandområdet	x	x	x		x	X
Transjöbäcken	Referens		x	x		x	X
Gottricksbäcken	Brandområdet	x					
Sågbäcken	Brandområdet	x					



Figur 4: Karta över bäckar som inkluderats i analyserna (se också Tabell 1). Den röda linjen markerar brandens utbredning. Brandbäckarnas avrinningsområden (blå områden med grå kantlinje) visas också i kartan.

Bottenfauna provtogs enligt sparkmetoden som finns utförligt beskriven i SS EN-27828. Kortfattat innebär metoden att fem replikat tas från en representativ 10 m lång provtagningssträcka. Varje prov insamlas genom att bottensubstratet rörs om med foten längs en 1 m sträcka under 1 minut varefter uppskrämda djur och annat bottenmaterial som rörts upp samlas upp i en handhållen håv (0.5 mm maskstorlek). Proverna konserverades i fält med 70 % etanol och transporterades sedan till biologiska laboratoriet på SLU för sortering och bestämning till så finindeld taxonomisk nivå som möjligt.

Kiselalger provtogs enligt SS-EN 13946:2003. I korthet innebär metoden att prover från minst 5 stenar tas från en representativ 10 m lång provtagningssträcka. Stenarna borstas och sköljs av varefter påväxtmaterialet sköljs ner i en behållare med vatten. Provet överförs sedan till en burk och fixeras i etanol. Proverna transporterades sedan till biologiska laboratoriet på SLU där framställning av kiselalgspreparat samt analys av kiselalger i ljusmikroskop gjordes enligt SS-EN 14407:2005.

För både bottenfauna och kiselalger beräknades följande 3 diversitetsmått: Shannon-diversitet, jämnhet (evenness) och antal taxa (artrikedom). För bottenfauna beräknades total artrikedom, samt artrikedom för EPT-taxa, d.v.s. uppdelat på dagsländor, nattsländor och bäcksländor. Eftersom det inte fanns skillnader i resultaten av analyserna av total- och EPT-artrikedom, så presenteras endast resultaten för total artrikedom i denna rapport.

För bottenfauna beräknades även följande tre index:

(1) ASPT (Average Score Per Taxon) där olika familjer av bottenfaunaorganismer rankas (indikatorvärden) efter deras känslighet mot en miljöpåverkan och som integrerar påverkan från eutrofiering, förorening med syretärande ämnen och habitatförstörande påverkan som rätning/rensning (inklusive grumling). ASPT beräknades enligt Armitage m fl. (1983)

(2) DJ-index som är ett multimetriskt index (inkluderar 5 enkla index) för att påvisa näringspåverkan. Indexet beräknades enligt Dahl and Johnson (2004).

(3) MISA (Multimetric Index for Stream Acidity) är ett multimetriskt (inkluderar 6 enkla index) surhetsindex för vattendrag. MISA beräknades enligt Johnson and Goedkoop (2007).

För kiselalger beräknades i följande tre index:

(1) IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique) som är utvecklat för att visa påverkan av näringsämnen och lättnedbrytbar organisk förorening i vattendrag. Indexet bygger på alla noterade kiselalgsarter och beräknades enligt Zelinka & Marvan (1961).

(2) TDI (Trophic Diatom Index) som beräknas på samma sätt som IPS med skillnaden att känslighetsvärdet anger känsligheten mot näringsrikedom och att låga värden visar en hög känslighet. Indexet beräknades enligt Kelly & Whitton (1995).

(3) ACID (Acidity Index for Diatoms) som visar vilken pH-regim ett vatten tillhör. Indexet beräknades enligt Kahlert et al. (2007).

Två andra vanliga index för kiselalger, dvs. % Pollution Tolerant och antalet deformerade celler, visade nästan ingen variation och därför är inte redovisade här.

2.4.4 Ekosystemfunktion: lövnedbrytning och alg tillväxt

För karakterisering av ett vattendrags ekosystem i sin helhet krävs information om både struktur och funktion. Ekosystemstruktur syftar till artsammansättningen och organisationen i ett ekosystem, medan ekosystemfunktion kan definieras som summan av processer associerade med t.ex. näringsomsättning och nedbrytning av organiskt material. För övervakning av ekosystemfunktion är nedbrytningsförsök med löv den metod som hittills är bäst dokumenterad. Lövnedbrytningsprocessen är känslig för förändringar i miljön och spelar en central roll i näringsvävarna i vattendrag.

Lövnedbrytning mättes i sammanlagt 13 vattendrag under oktober-november 2014 och 2015 av personal från Institutionen för vatten och miljö, med den så kallade "lövpåsemetoden" (McKie & Malmqvist 2009). Ingen ytterligare mätning av lövnedbrytning genomfördes 2016 eftersom resultatet från de två första årens undersökningar visade liten variation mellan vattendragen. För nedbrytningsförsöket exponerades 10 "lövpåsar" i varje vattendrag, varav 5 finmaskiga (0,5 mm) och 5 grovmaskiga (5 mm). Syftet med de olika maskstorlekarna är att kontrollera tillgången till löven för olika organismgrupper. Bara mikroorganismer kan ta sig in i finmaskiga påsar, medan de grovmaskiga även släpper igenom till exempel lövätande vatteninsekter. Påsarna fylldes med 4,0 (\pm 0,02) g lufttorkade björklöv (*Betula pendula*) som hade insamlats under lövfällningsperioden och rensats från bladskaft och partier angripna av svamp. Påsarna fästes vid en 10 m lång kedja med hjälp av buntband och kedjan spändes upp mellan två armeringsjärn. Efter 6 veckor togs alla lövpåsar upp och placerades omedelbart i individuella återförslutningsbara plastpåsar och transporterades till laboratoriet i kylboxar varefter de frystes. Under maj

tinades påsarna upp, och därefter sköljdes sediment, bottenfauna och annat material försiktigt av löven i en vattenfylld vanna. Löven torkades i ugn (50°C, 48 h), och sedan vägdes de efter att de svalnat till rumstemperatur. Nedbrytningshastigheten (K) beräknades med hjälp av lövens vikt före utsättning och den slutgiltiga vikten enligt nedanstående formel:

$$K \text{ (nedbrytningshastighet)} = \ln(\text{återstående lövvikt/initial lövvikt}) / \text{tid.}$$

Utöver mätningen av lövnedbrytning mättes även tillväxthastighet och närsaltupptag av biofilmer under juni 2015. Denna undersökning genomfördes delvis i andra vattendrag än de för vattenorganismer och nedbrytning, och resultatet presenteras inte i sin helhet i denna rapport. Vi inkluderar här resultatet från en undersökning av alg-tillväxt på kakelplattor (ej berikade med extra näringsämnen) som ett mått på algproduktivitet på hårt bottensubstrat. Kakelplattorna placerades ut i de utvalda vattendragen i tre veckor efter vilket tillväxten av alger kvantifierades med ett så kallat "Benthotorch"-instrument som använder fluorescensen hos klorofyll *a* för att kvantifiera mängden alger (Kahlert & McKie 2015).

2.5 Statistisk analys

2.5.1 Bottenfauna, kiselalger och ekosystemfunktion i vattendrag

För att utvärdera skogsbrandens effekter på bottenfauna, kiselalger och ekosystemfunktion i bäckarna i brandområdet valde vi därför att relatera uppmätta maxvärden för utvalda vattenkemiska parametrar kort efter skogsbranden till biologiska parametrar, främst biologisk diversitet och ekologisk status. Maxvärden användes för att analyserna av de vattenkemiska effekterna av skogsbranden i Västmanland visade tydliga men kortvariga förändringar (pulser) strax efter branden (bl. a. sulfat, anjoner, katjoner, ammonium, fosfat och nitrat).

Alla analyser gjordes i statistikprogrammen R (RCoreTeam 2015) och JMP Pro (© SAS institute Inc.). För att fånga in toppar för de vattenkemiska variabler som vi antar ha störst betydelse för biologin identifierades maxvärden för fosfat (PO₄), nitrit + nitrat (NO₂+NO₃), sulfat (SO₄), ammonium (NH₄), konduktivitet och totalt organiskt kol (TOC) under de fyra första månaderna efter branden. Dessa analyserades sedan i en principalkomponentanalys (PCA) för att extrahera så mycket information som möjligt om skillnader i maxvärden mellan de inkluderade bäckarna och beskriva skillnaderna längs en enda gradient (1:a axeln i PCA:n). På så vis undviks problem med upprepade analyser med korrelerade förklarande variabler och en "vattenkvalitetsgradient" erhålls.

Värden längs denna PCA-axel relaterades sedan till biologiska index (diversitet och ekologisk status) för bottenfauna och kiselalger, samt de funktionella variablerna lövnedbrytning och alg-tillväxt, för att studera eventuella samband och huruvida sambanden är (1) lika, (2) avtar eller (3) förstärks över mätperioden. På så sätt kan vi undersöka olika typer av biologiska responser (d.v.s. en stark effekt som ännu inte avtagit, en tillfällig och snabbt övergående effekt respektive en fördröjd respons).

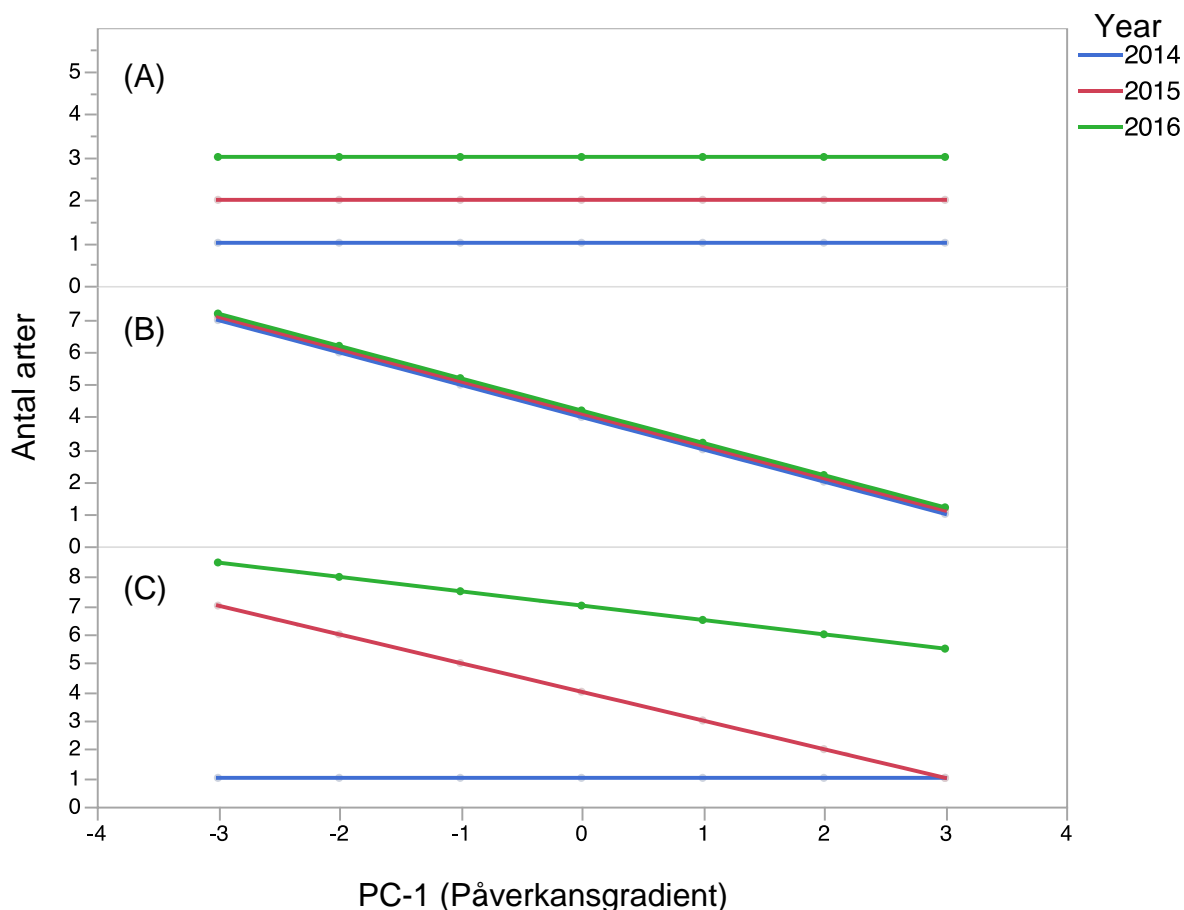
Sex bottenfaunaindex/-diversitetsmått (artrikedom, Shannon-diversitet, jämnhet, MISA-, ASPT- och DJ-index) och sex kiselalgsindex/-diversitetsmått (artrikedom, Shannon-diversitet, jämnhet, TDI-, IPS- och ACID-index) analyserades som responsvariabler med en generell blandad linjär modell (ANOVA med fixerade och slumpmässiga faktorer). I modellen ingick vattenkvalitetsgradienten (PC-1), provtagningsår och interaktionen provtagningsår x PC-1 som fixerade (engelska: fixed) faktorer. Vattendrag inkluderades som en slumpmässig faktor för att ta hänsyn till att flera prover togs från samma bäck och därmed reducera bruset från övergripande skillnader mellan vattendragen som annars skulle kunna dölja

effekter från våra fixerade faktorer. Vi använde bara data från vattendrag i brandområdet i dessa modeller (d.v.s. ej referensvattendrag), för att testa effekten av våra fixerade faktorer på respektive index/diversitetsmått. Även om referensbäckarna var noggrant matchade mot brandområdets bäckar så skiljde de sig en del vilket gör det problematiskt att inkludera dem i de statistiska analyserna (Solltorpsbäcken hade naturligt högre TOC- och näringskoncentrationer än brandområdesbäckarna och Bjurforsbäcken är något större än brandområdesbäckarna). Modellernas utfall kan tolkas på följande vis:

- (1) Om PC-1 är signifikant så betyder det att ett positivt eller negativt samband mellan vattenkemin i vattendraget vid tidpunkten för maximal påverkan och responsen (indexet/diversitetsmått) har detekterats.
- (2) Om provtagningsår har en signifikant påverkan så betyder det att en förändring av responsen (indexet/diversitetsmättet) mellan år har detekterats.
- (3) Om interaktionen mellan provtagningsår och PC-1 har en signifikant påverkan så betyder det att lutningen på linjen som beskriver sambandet mellan PC-1 och responsen (indexet/diversitetsmättet) förändras från år till år, eller med andra ord, att det finns stöd för att sambandet blir mer eller mindre markerat från 2014 till 2015, och/eller från 2015 till 2016.

Vattenkvalité antas vara kopplat till skogsbrandens påverkan, och PC-1 kallas därför för påverkansgradient. Lägre värden indikerar svag brandpåverkan, medan högre värden indikerar stark brandpåverkan på vattenkemin. I figur 5 redovisas ett hypotetiskt dataset och tolkningen av detta dataset. Om man analyserar det hypotetiska datasetet med en ANOVA, skulle resultaten bli följande:

- I fall A är bara effekten av år signifikant – det innebär att antalet arter skiljer sig emellan år (det ökar från en art 2014 till tre arter under 2016), men effekten av påverkansgradienten (PC-1) är inte signifikant (det finns ingen relation mellan antalet arter och PC-1 – alla linjer är horisontella)
- I fall B är bara effekten av PC-1 signifikant – det innebär att det finns en signifikant negativ korrelation emellan antalet arter och påverkansgradienten (antalet arter sjunker när brandens påverkan på vattenkemi ökar). Dock finns det inga skillnader mellan provtagningsår – i snitt är antalet arter lika alla år.
- I fall C finns det en signifikant interaktion mellan provtagningsår och påverkansgradienten. Antalet arter är högre år 2015-16 i snitt, och korrelationens mellan antalet arter och påverkansgradient beror på provtagningsår. Under 2014 fanns det inget samband mellan antalet arter och påverkansgradienten, medan det under 2015 fanns ett starkt negativt samband mellan dessa två variabler. Det negativa sambandet fanns kvar under 2016, men det är något svagare (d.v.s. lutningen på linjen är flackare) än under 2015.



Figur 5: Hypotetiska exempel: Tre kontrasterande scenarier för effekten av (A) provtagningsår, (B) skogsbrandens påverkan och (C) interaktionen emellan provtagningsår och skogsbrandens påverkan på antalet arter av en hypotetisk organismgrupp. X-axeln visar variation i vattenkvaliteten (pH, näringsämnen, m.m) efter branden och är första axeln från en PCA (PC-1). Y-axeln visar antalet arter och de olika färgerna på linjerna indikerar de tre provtagningsåren.

En likartad modell användes för utvärderingen av lövnedbrytningsdata, men då med data för bara två år (2014 och 2015), och för utvärderingen av tillväxt av algbiomassa. Vid den senare analysen så testades bara förklaringsvariabeln PC-1 eftersom data bara samlades in för ett år för tillväxt av algbiomassa.

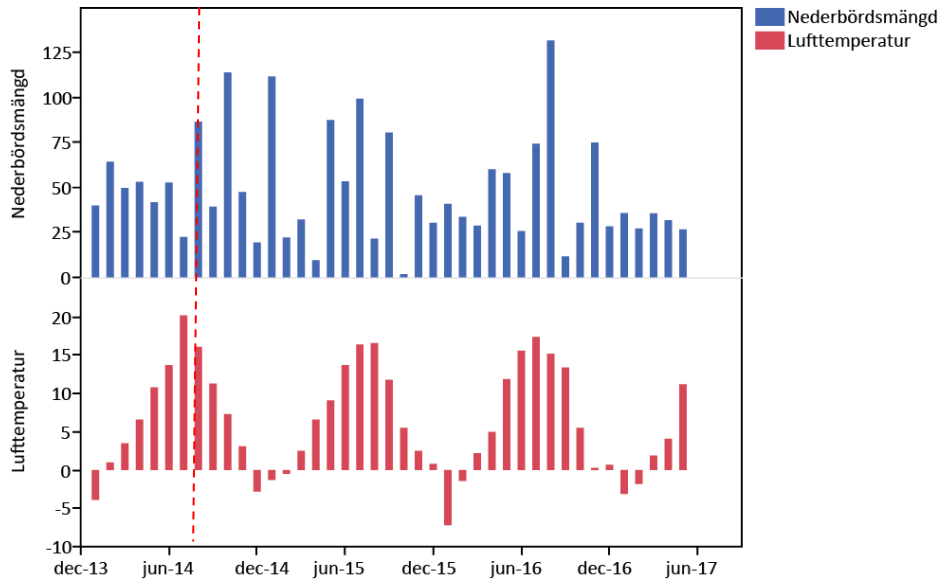
I figurerna presenteras sambandet mellan ett givet index/diversitetsmått och PC-1 varje år för sig, detta för att tillåta en jämförelse av regressionslinjens lutning och styrkan i sambandet mellan olika år. Vidare inkluderas också värdena för referensbäckarna i figurerna, även fast dessa inte ingått i den statistiska utvärderingen. Detta har vi gjort för att underlätta en direkt jämförelse mellan branddrabbade system och obrända system för varje år, samt för att visa vad värdet för de olika indexen/diversitetsmåten kan vara i opåverkade vattendrag i närregionen.

Slutligen så har vi för index som ligger till grund för fastställandet av ekologisk status (MISA-, ASPT- och DJ-index för bottenfauna, TDI-, IPS- and ACID-index för kiselalger) lagt in gränserna för olika statusklassificeringar enligt Vatten Ramverksdirektivet i figurerna (dålig, otillfredsställande, måttlig, god, hög).

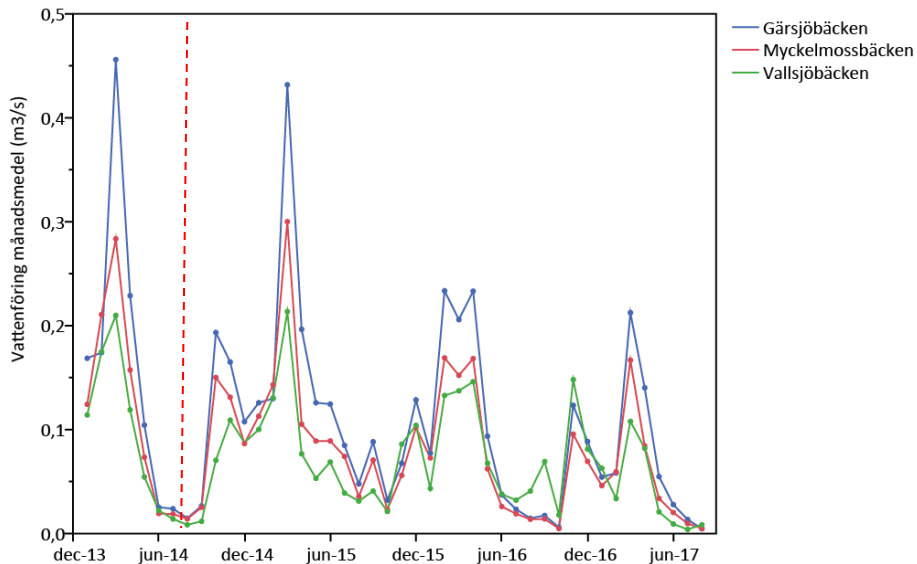
3 Resultat

3.1 Väder och vattenföring

Närmaste väderstation till brandområdet finns i Avesta (källa SMHI). Juli 2014 var varmare än 2015 och 2016 (Figur 6). I Avesta var det inte anmärkningsvärt liten nederbörds mängd sommaren 2014 men däremot visar vattenföringen i Gärsjöbäcken, Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken att det var låg vattenföring under sommaren 2014 jämfört med efterkommande två år (Figur 7).



Figur 6: Nederbörds mängd respektive månadsmedellufttemperatur vid Avesta väderstation 2014 tom maj 2017 (källa SMHI). Den röda vertikala linjen markerar tidpunkten för brandens start (31 juli 2014).



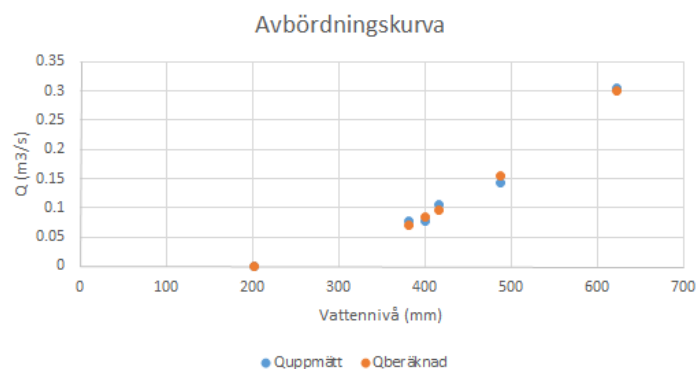
Figur 7: Månadsmedelvattenföring i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken 20140101 tom 20170830 (källa SMHI S-hype modellering). Den röda vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).

3.1.1 Tryckgivardata, flygelmätningar och S-HYPE beräknade flöden

Resultaten från flygelmätningarna redovisas i bilaga 3. Den första utvärderingen av rådata av tryckgivardata i två områden redovisas i Figur 8 och Figur 9. I ett par av områdena finns det S-HYPE beräknade flödesvärden. Dessa kan jämföras med uppmätta tryckgivardata. Här presenteras resultat från Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken. I området Vallsjöbäcken gjordes de flesta flödesmätningarna. Detta område är mest lämpligt för kalibrering. Tryckgivardata (h) och flöden(Q) kan omvandlas enligt nedan (Shaw 1994).

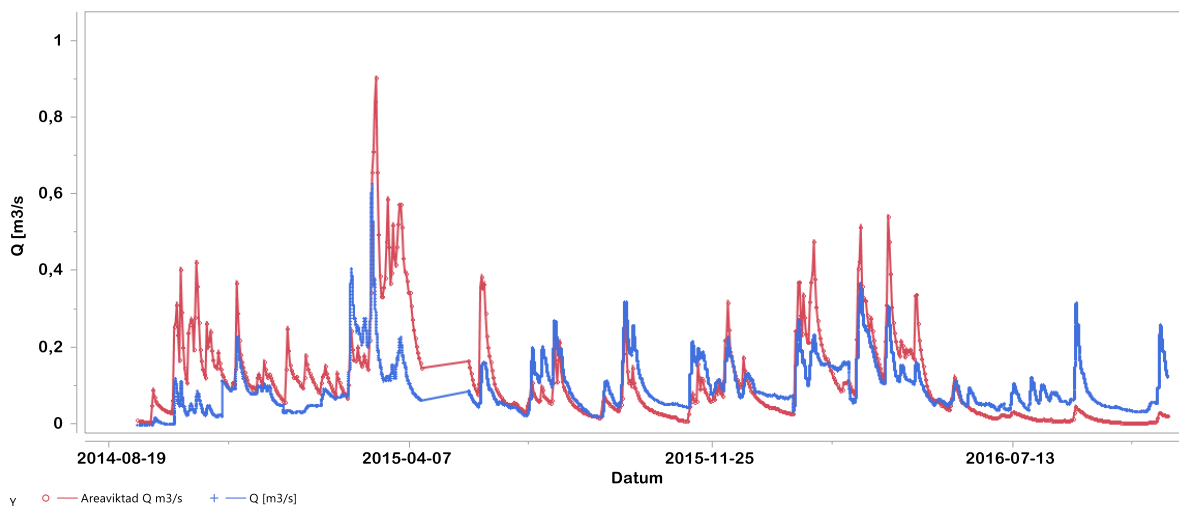
$$Q = a(h - h_0)^n$$

Resultat för en anpassning av uppmätt flöde (Q) och tryckgivardata (h) i området Vallsjöbäcken visas nedan (Figur 8).



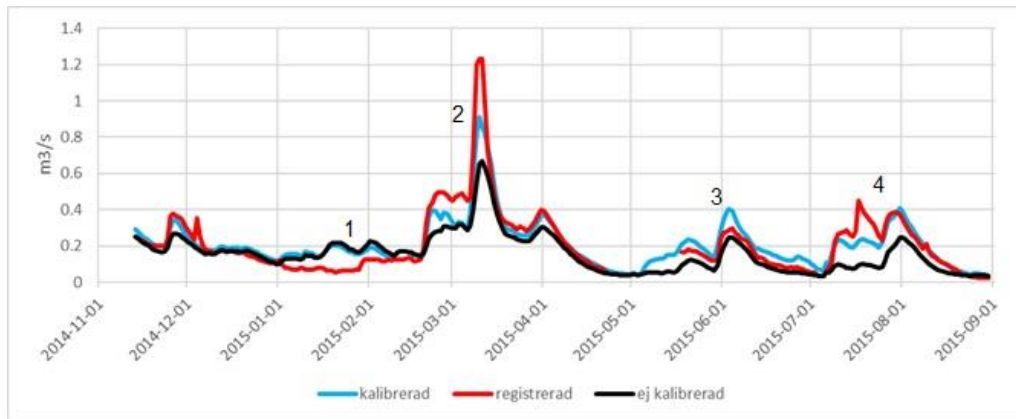
Figur 8: $Q_{\text{uppmätt}}$ är de flöden som är uppmätta i fält och $Q_{\text{beräknad}}$ är de flöden som erhöles efter att ovanstående ekvation anpassades till de uppmätta flödena i Vallsjöbäcken. (Johansson 2016)

Samma typ av samband kan användas för att göra en anpassning mellan modellerat flöde från S-Hype och tryckgivardata (Figur 9).



Figur 9: Jämförelse mellan beräknade flöden baserade på tryckgivardata samt S-Hype beräknade flöden i området Gärsjöbäcken.

För området Vallsjöbäcken gjordes det även en omkalibrering av Hypemodellen. Här visas skillnaderna mellan uppmätta värden och modellerade S-Hype samt omkalibrerade S-Hype värden (Figur 10).



Figur 10: Flödet (registrerat) i Vallsjöbäcken registrerat med tryckgivare och omräknad till flöde samt värden från S-HYPE för den kalibrerad och omkalibrerade omsättningen [m³/s].. (Johansson, R 2016)

Flödet (registrerat) i Vallsjöbäcken registrerat med tryckgivare.. Modellen (kalibrerad och ej kalibrerad) överskattar flödet under januari och februari, (1). Vid (2) erhålls ett betydligt större flöde efter kalibreringen. Vid punkt (3) överskattas flödet efter kalibreringen men detta vägs upp av en bättre anpassning med större flöde vid (4). I en tidigare rapport visade vi att det fanns en acceptabel överensstämmelse mellan tryckgivardata och S-HYPE modellerade dygnsvärden (Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken). Figur 10 visar att det generellt finns en bra överensstämmelse mellan uppmätta (registrerade) och modellerade värden och att kalibreringen oftast ger bättre överensstämmelse med uppmätta värden, men inte alltid.

3.2 Vattendrag

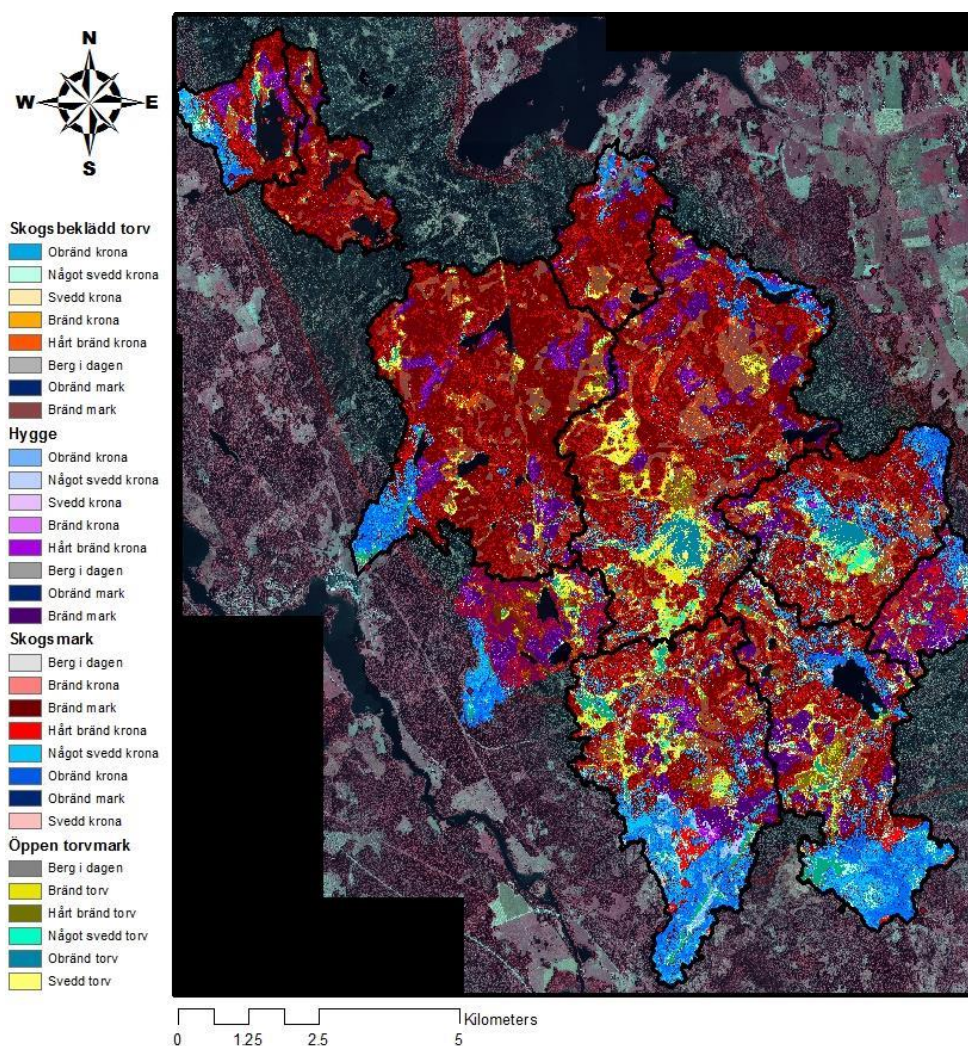
Nedan redovisas brandhårdhet, vattenkemiska och biologiska resultat för vattendragen i brandprojektet.

3.2.1 Brandhårdhet

I de åtta provtagna vattendragen som rinner från brandområdet låg huvuddelen av avrinningsområdena inom brandområdet (Tabell 5). I Gärsjöbäckens och Myckelmossbäckens avrinningsområde fanns stora torvmarker som enligt bildanalysen till stor del förblev obrända (blågröna områden; Figur 11 (Landahl, 2015). Eftersom provplatserna av säkerhetsskäl kom att ligga något nedströms gränsen för brandområdet kan man se en tydlig gräns mellan bränt och obränt blått i många avrinningsområden (Figur 11).

Tabell 5: Andel bränd mark i avrinningsområdet uppströms provpunkten. ARO = avrinningsområde.

Vattendrag	ARO (km ²)	% inom brand-området
Gottricksbäcken	5.48	80,6
Gärsjöbäcken	22.5	100
Källmossbäcken	2,9	Info. saknas
Ladängsbäcken	14.1	68,4
Märrsjöbäcken	5.74	87,6
Myckelmossbäcken	9.03	99,2
Sågbäcken	3.70	93,7
Vallsjöbäcken	17.7	97,2



Figur 11: Brandområdets avrinningsområden med validerad klassning av markslag och brandpåverkan uppdelad i fyra olika typer av markanvändning (skogsbeklädd torv, hygge, skogsmark och öppen torvmark). (Från Landahl, 2015). Se även bilaga 5.

3.2.2 Abiotiska variabler

Brandens effekt på vattenkemin i vattendragen i korthet

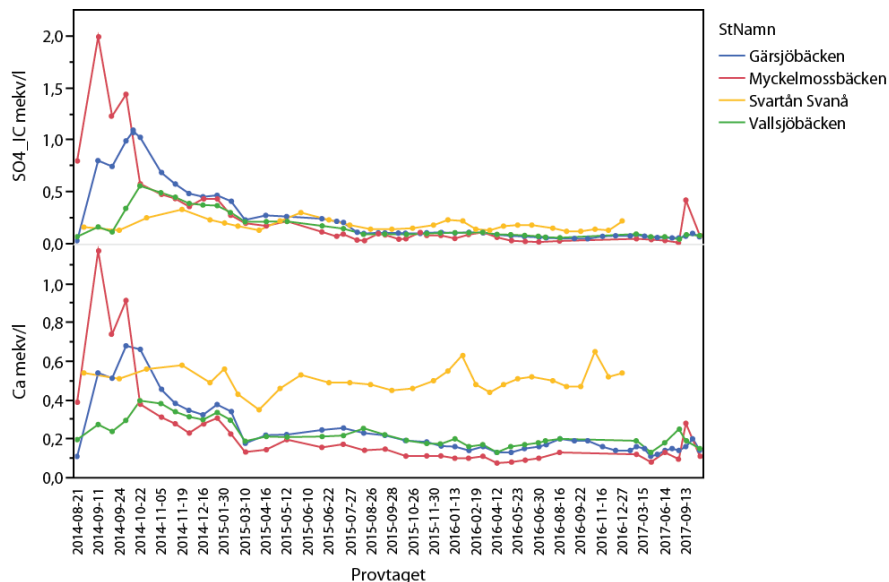
- Surstöten var mindre än förväntat. Mycket mindre än efter branden i Tyresta.
- Urlakning av aska och kvarliggande död vegetation samt de naturligt höga humushalterna buffrade bort surstöten.
- Eftersom det naturliga tillståndet är surt i brandområdet ledde de små observerade pH-ändringarna ändå till höga halter av modellerad oorganiskt toxiskt aluminium (Figur 30).
- Förändringar i metallhalter var mycket mindre än förväntat
- I vattendragen observerades en snabb kemisk respons med ökade halter av joner i vattnet efter branden (Figur 12, Figur 20). Det var mycket höga halter av både sulfat och näringsämnen direkt efter branden (20-50 gånger högre än normalt)
- Efter ungefär två år var vattenkemin tillbaka på den nivå som antas vara den samma som innan branden.
- I bäckar med sjöar uppströms observerades utspädningseffekter och det tog därmed längre tid innan halterna avtog i dessa bäckar. De maximala halterna var dessutom lägre i dessa bäckar.
- Användning av optiska sensorer möjliggjorde att vi kunde följa ursköljningen av partiklar från brandområdet noggrant. Vi fångade en del maxvärden som annars hade missats med vanlig provtagning.

3.2.2.1 Surhetspåverkan

Efter bränder förekommer ofta surstötar i rinnande vatten. Förbränning av växter och organisk jord leder till en oxidation av organiskt bundet svavel till svavelsyra (H_2SO_4). Katjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+) som varit bundna till jonbyteskomplex eller i växterna omvandlas till basisk aska. I kontakt med vatten löses askan upp och neutraliserar den bildade svavelsyran. Beroende på förhållandet mellan mängden svavelsyra och aska som bildas kan buffringsförmågan sjunka eller stiga.

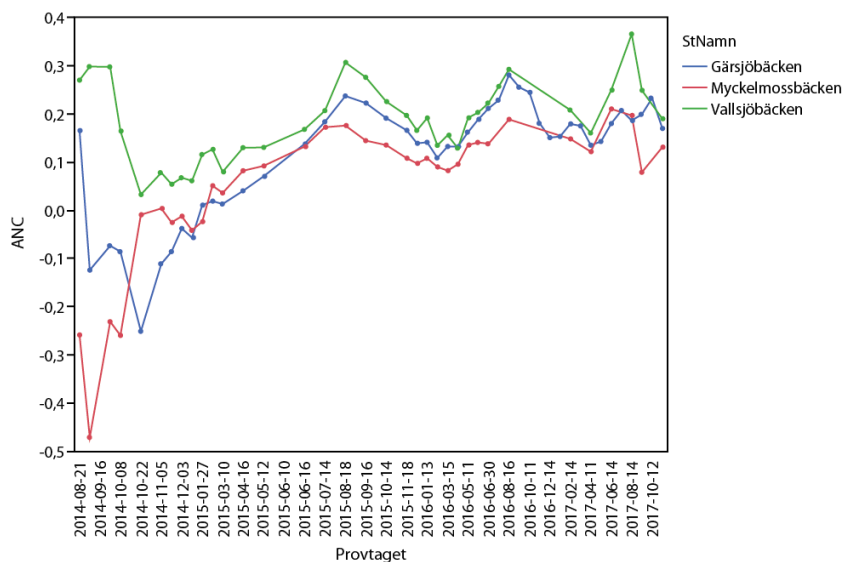
Sulfathalterna och kalciumhalterna ökade kraftigt i bäckarna direkt efter branden för att senare minska under det kommande året (Figur 12). Myckelmossbäcken är det vattendrag med tydligast respons redan vid första provtagningen efter branden vilket beror på att det saknas sjöar uppströms. I Vallsjöbäcken och Gärsjöbäcken finns sjöar med beräknade uppehållstider på omkring 45 respektive 26 dagar (Landsahl, 2015) vilket stämmer med att sulfattoppen i dessa bäckar observerades ca en månad efter toppen i Myckelmossbäcken. De maximala halterna i dessa två bäckar var också lägre vilket troligen beror på sjöarnas utspädning.

Svartån avvattnar ett relativt stort område norr om brandområdet. Provtplatsen Svartån Svanå ligger utanför brandområdet och vattnet passerar sjöar under sin väg från brandområdet. Avrinningsområdet vid Svartån Svanå är 538 km² stort vilket kan jämföras med Gärsjöbäckens avrinningsområde på 22,5 km². I Svartån Svanå observerades ingen sulfat- eller kalciumtopp vilket troligen beror på den stora utspädningen då bara endast 10% av avrinningsområdet brann (Figur 12).



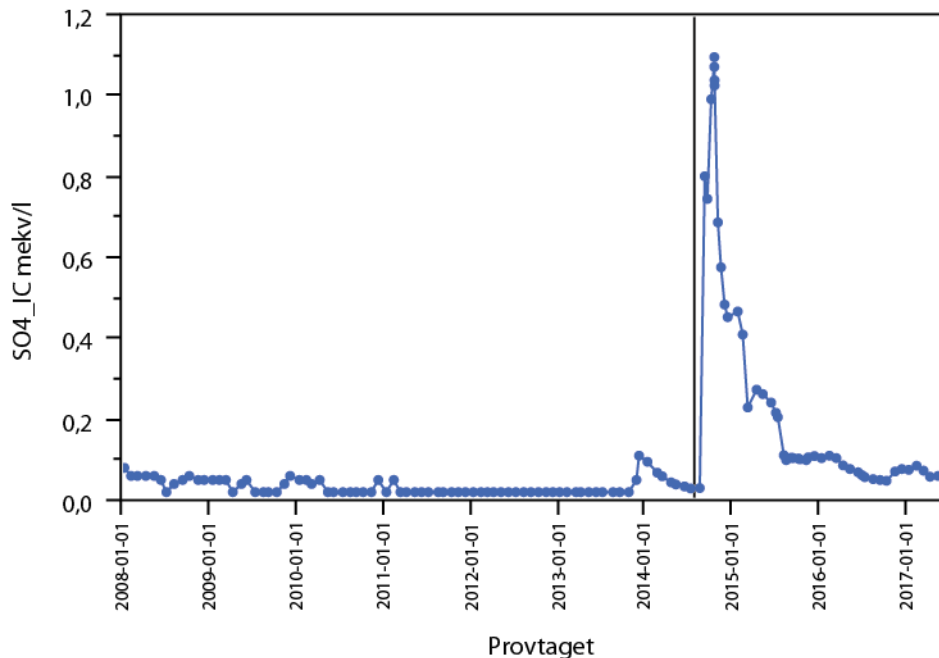
Figur 12: Tidsserie av uppmätta sulfatvärden (SO₄, mekv/l) samt för kalcium (Ca, mekv/l) efter branden i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken, Svartån Svanå och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31).

Det är tydligt hur mönstret av urlakningen från sulfat speglar urlakningen av kalcium inom brandområdet. Speciellt vid höga koncentrationer (> 0.5 mekv/l) så kan små skillnader mellan dessa två joner påverka vattnets buffringsförmåga. Buffringsförmågan, här kvantifierat som ANC, sjönk direkt efter branden men i och med nederbörden som kom i början av oktober urlakades även mer basiska katjoner och buffertförmågan ökade igen (Figur 13).



Figur 13: Beräknad ANC efter branden i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31). $ANC=2[Ca^{2+}] + 2[Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+] + [NH_4^+] - 2[SO_4^{2-}] - [Cl^-] - [NO_3^-] - [F^-]$

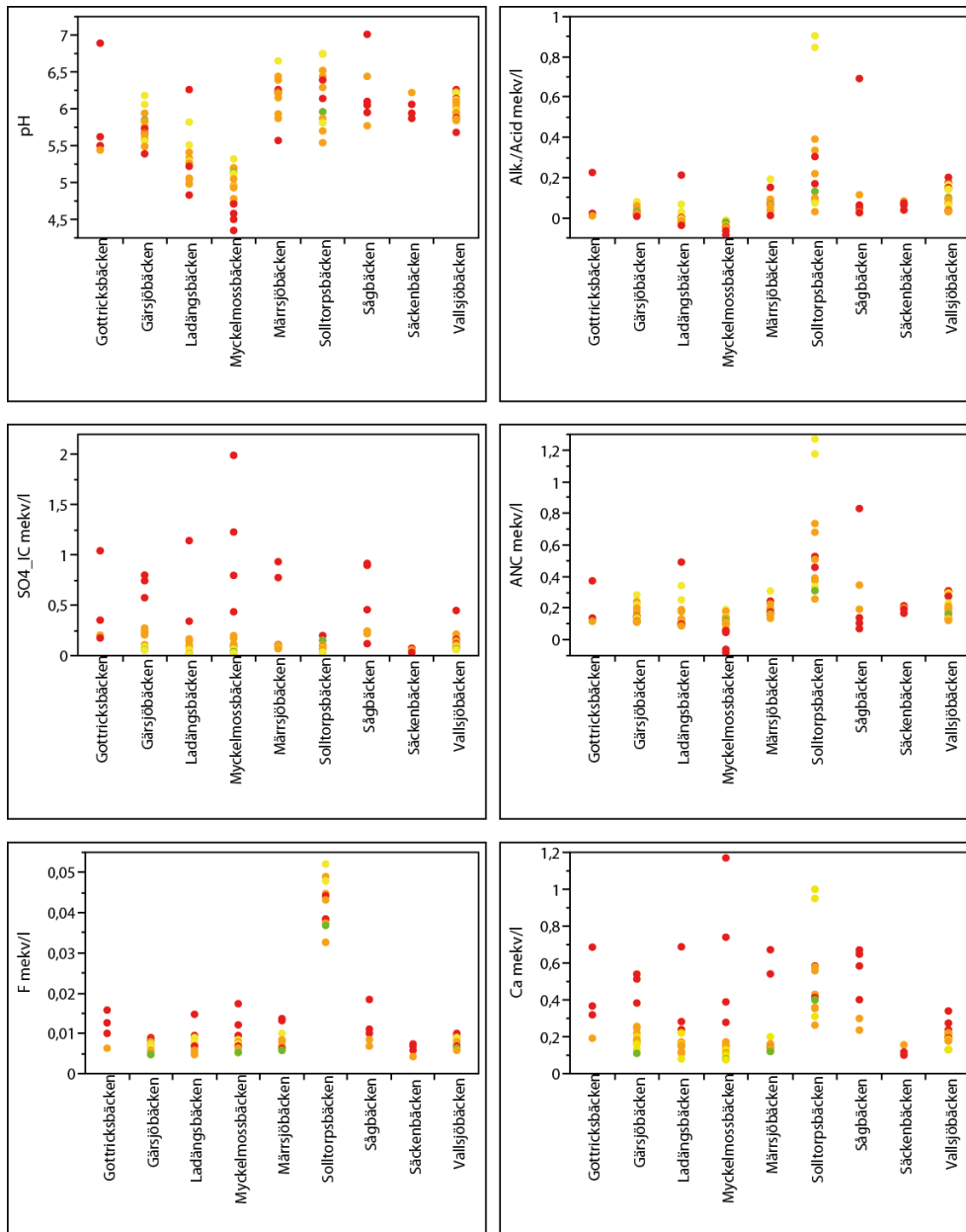
Sulfathalten i Gärsjöbäcken var ett år efter branden i nivå med sulfathalten innan branden (Figur 14). Det är däremot en svårighet att tolka tidserierna då olika laboratorier varit ansvariga för analyserna under olika perioder och att rapporteringsgränserna (detektionsgränsen för analysen vid låga värden) i och med detta ändrats. Under en lång period mellan 2010 och 2013 låg sulfathalterna under rapporteringsgränsen som var fyra gånger högre än rapporteringsgränsen 2014 och framåt. Data som berörs av detta syns i form av raka linjer i figuren nedan.



Figur 14: Tidserie sulfathalten i Gärsjöbäcken 2008-01-01 tom 2017-06-30. Den svarta vertikala linjen markerar tidspunkten för branden (31 juli 2014). Sulfathalten var under flera år lägre än rapporteringsgränsen 2010-2013. I figuren är dessa värden satta som halva rapporteringsvärdet

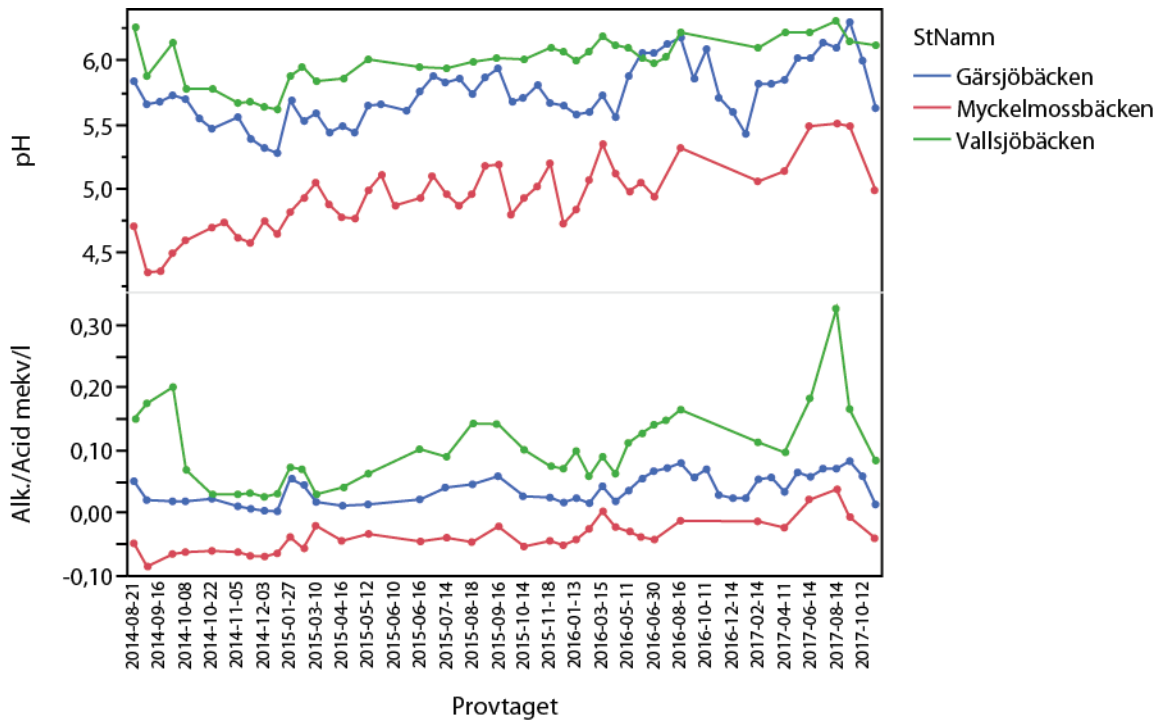
Minst spridning i sulfathalten av de vattendrag som ingick i den synoptiska provtagningen erhöles som förväntat i referenserna Solltorpsbäcken och Säckenbäcken (Figur 15). Anledningen till att ANC har så pass stor variation i Solltorpsbäcken är dess höga halter av kalcium. Halterna av fluorid är också anmärkningsvärt höga i Solltorpsbäcken. Fluoridens bidrag till ANC är mycket liten men har dock en stor påverkan på förekomst av oorganiskt toxiskt aluminium.

Myckelmossbäcken hade lägst pH och alkalinitet av de synoptiska vattendragen. Även i Ladängsbäcken uppmättes lägre pH och alkalinitet än i övriga vattendrag. Dessa vattendrag saknar sjöar uppströms.

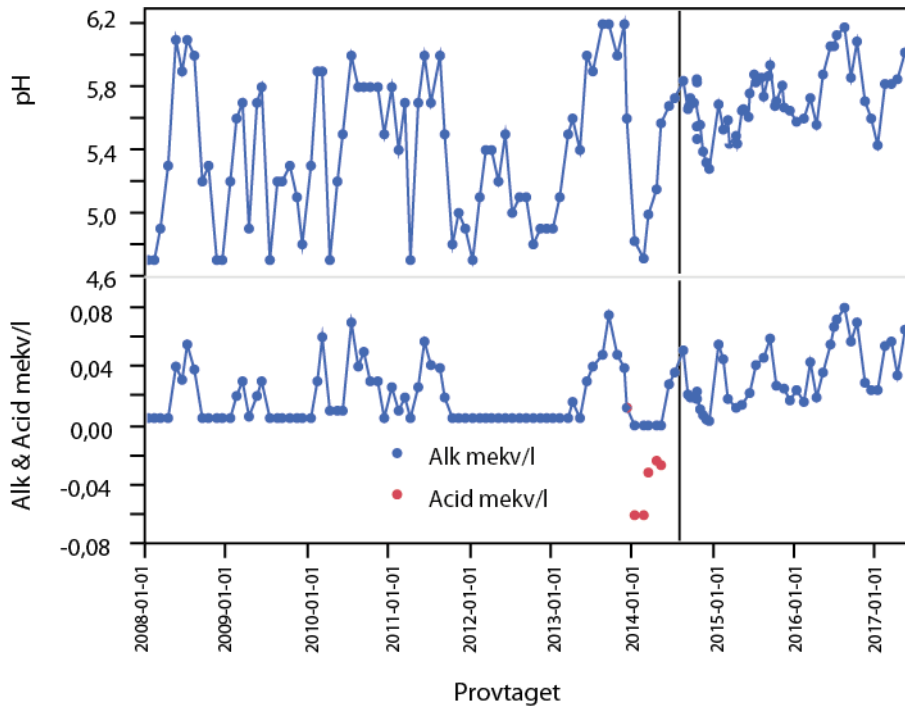


Figur 15: pH, alkalinitet, sulfat, ANC, fluorid och kalcium i den synoptiska provtagningen av vattendrag efter branden. Övriga ingående parametrar som ingår i ANC redovisas i bilaga 2. Säckenbäcken och Solltorpsbäcken är referenser som ligger utanför brandområdet. 2014=röd, 2015=orange 2016=gul 2017=grön

Efter en liten minskning under de första fyra månaderna i Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken har alkalinitet och pH återhämtat sig (Figur 16). Sedan dess har alkalinitet och pH legat på en relativt stabil nivå på grund av att surstöten buffrats bort av basiska katjoner. I Myckelmossbäcken sjönk pH förmodligen efter branden och återhämtar sig nu långsamt. Alla tre bäckar har höga halter organiskt kol (15-30 mg/l) och är därför naturligt sura ($5 < \text{pH} < 6.5$). I Gärsjöbäcken har det dock sedan branden inte förekommit aciditet (negativ alkalinitet) vilket det gjorde innan branden och pH ligger på en högre nivå än innan branden (Figur 17). pH-värdena rapporterade innan branden (Figur 17) tyder på en låg upplösning i rapporteringen som troligen är för låg för att följa återhämtning.

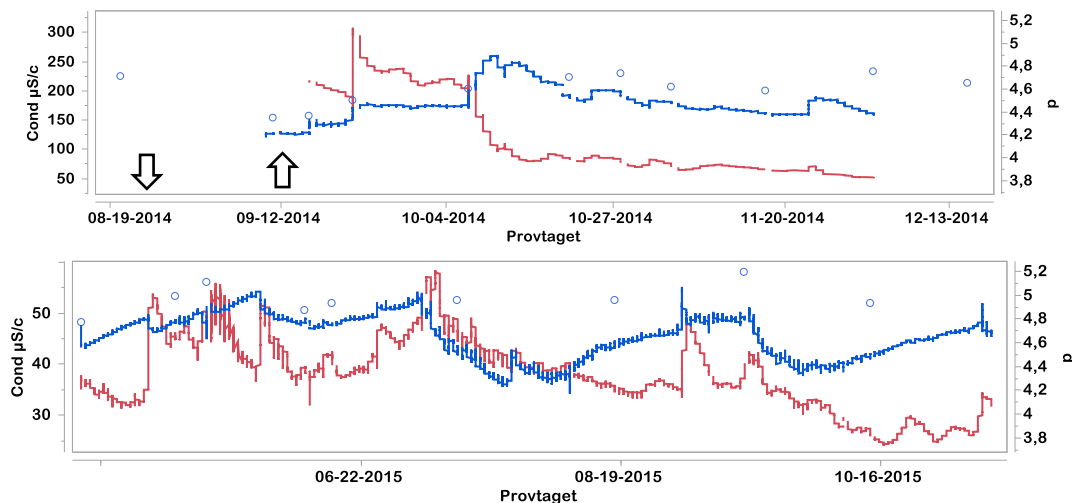


Figur 16: Alkalinitet/aciditet och pH efter branden i Gärsjöbäcken, Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31).



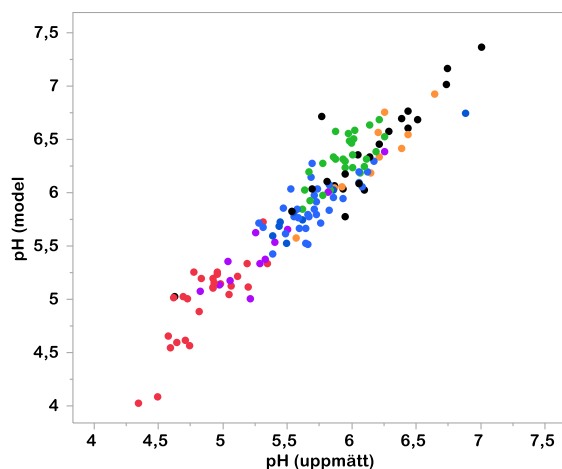
Figur 17: Lång tidserie för pH och alkalinitet i Gärsjöbäcken 2008-01-01 tom 2017-06-30. Den svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstart (31 juli 2014). Innan januari 2014 analyserades inte aciditet utan enbart alkalinitet.

Sensordata för pH i Myckelmossbäcken överensstämde väl med uppmätt pH (Figur 18). Första högflödet i Myckelmossbäcken ledde till höga halter av sulfat, en högre ledningsförmåga och ett lägre pH. När ledningsförmågan avtog återhämtade sig pH. Detta kan bero på ett minskat utbyte av vätejoner med katjoner på det fasta organiska materialet vilket även observerats under återhämtning efter havssaltspåverkan i andra undersökningar (Naturvårdsverket 2006).



Figur 18: Konduktivitet mätt med sensor (-) samt pH mätt med sensor (-) jämfört med uppmätt pH (○) i Myckelmossbäcken. Det övre diagrammet visar data från hösten 2014 och det nedre diagrammet data från 2015.

Koncentrationen av vätejoner och därmed pH kan beräknas med hjälp av alla andra joner i jonbalansen (Köhler et al. 2014). Överensstämmelsen mellan modellerat pH och uppmätt pH i de synoptiska vattendragen är god (Figur 19). Modellen antyder att syra-bas egenskaperna hos organiskt kol i vattendragen inte skiljer sig avsevärt från de opåverkade sjöar som använts till att ta fram pH-modellen. Medianfelet i detta dataset ($n=141$) för pH är 0.19 pH enheter. Denna avvikelse är till och med lite mindre än det som beskrevs i Köhler (2014). De relativt höga medianhalterna av TOC hjälper till att buffra provvattnet under pH mätningen ($\text{TOC}_{\text{median}} = 19.7 \text{ mg L}^{-1}$).



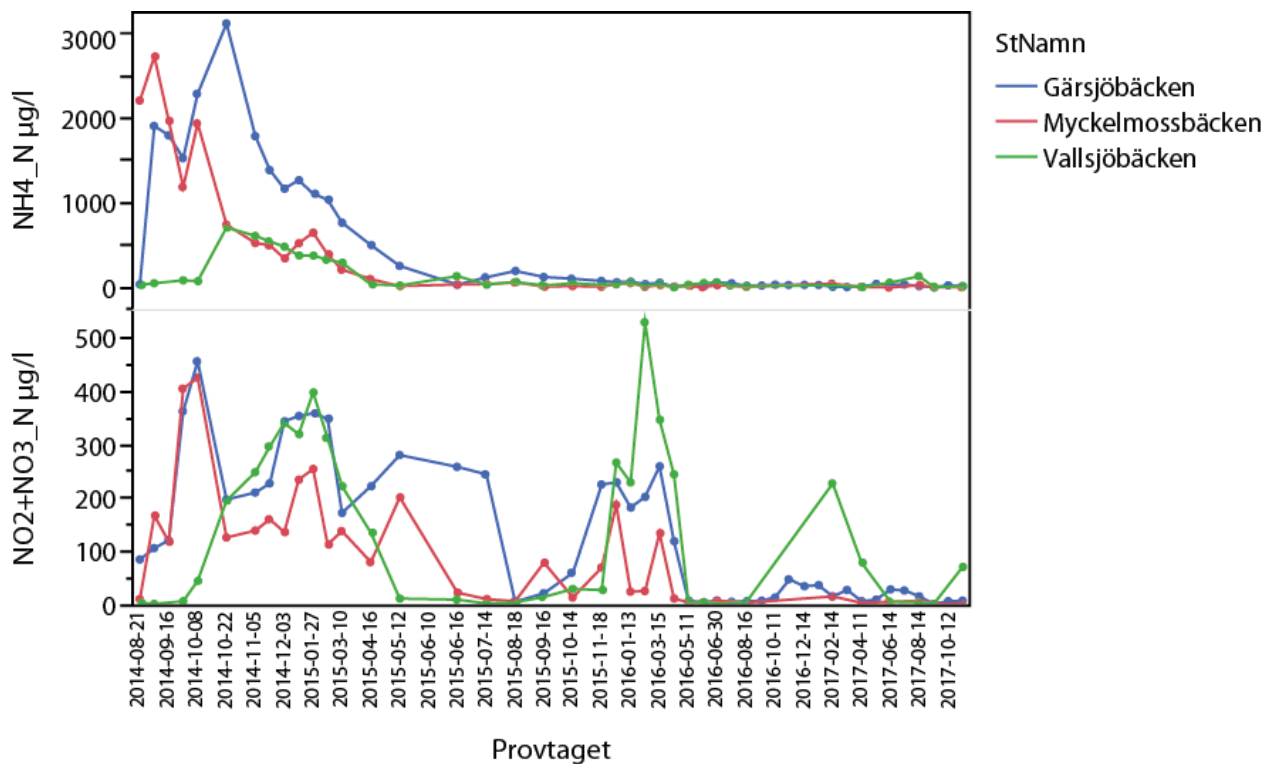
Figur 19: Modellerat pH mot uppmätt pH för Gärsjöbäcken (●), Ladängsbäcken (●), Vallsjöbäcken (●), Märresjöbäcken (●) Myckelmossbäcken (●) och referenserna Solltorpsbäcken, Sägbäcken och Säckenbäcken (●)

3.2.2.2 Näringsämnen

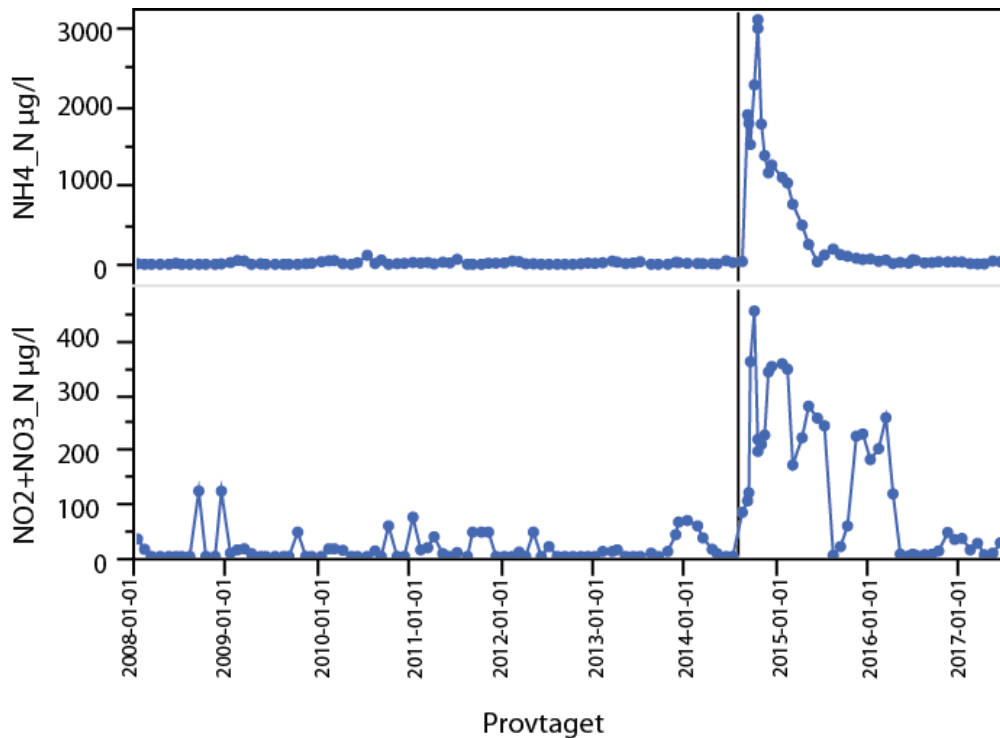
Efter branden ökade halterna av ammonium drastiskt och snart därefter ökade halterna av nitrit+nitrat som en följd av att ammoniumet oxiderades (Figur 20). De höga halterna är troligen en kombination av att ammonium bildats i samband med branden och av att det inte längre fanns någon vegetation eller mikrobiota som kunde ta upp och omvandla det ammonium och nitrit+nitratkväve som bildats.

Den tydligaste och snabbaste ökningen av ammonium erhöles liksom för sulfat i Myckelmossbäcken följt av Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken. Ammoniumhalterna hade i Gärsjöbäcken ökat först till provtagningen i mitten av september och Vallsjöbäcken först till provtagningen i mitten av oktober.

Under hösten 2014 minskade halterna av ammonium men inte förrän efter över ett år var halterna nere på samma nivå som före branden i Gärsjöbäcken (Figur 21) *Figur 21*. För nitrit+nitrat tog det längre tid innan halterna var nere på samma nivå som innan branden troligtvis på grund av att det saknades växtlighet och andra markorganismer som binder upp nitrit+nitratkvävet i marken efter branden. I Gärsjöbäcken var det en viss fördröjning innan halterna minskade på grund av en fördröjd utspädning från Gärsjön. De högre halterna av nitrit+nitrat under vintern 2015 och 2016 tyder på avsaknaden av vegetation.

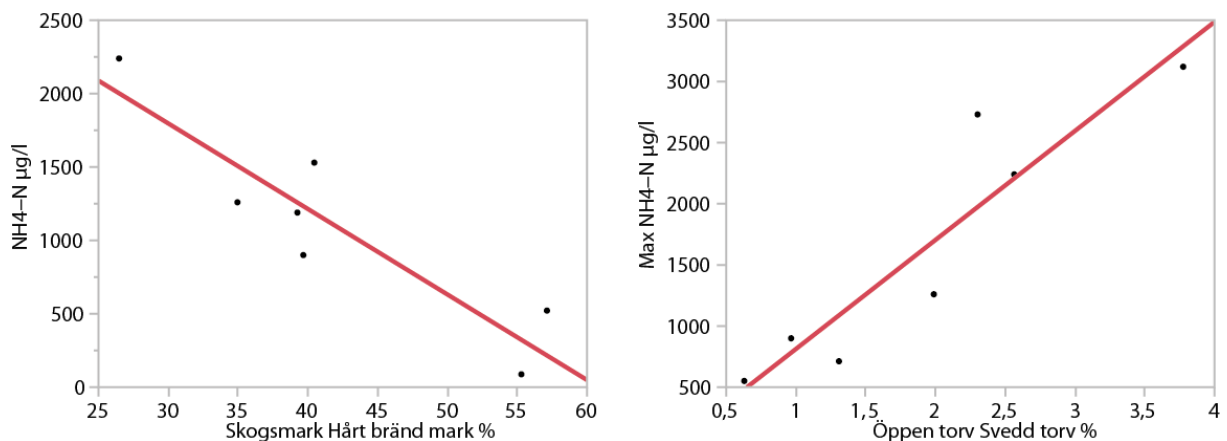


Figur 20: Tidsserie av ammoniumkväve och summan nitrit+nitratkväve efter branden i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31).



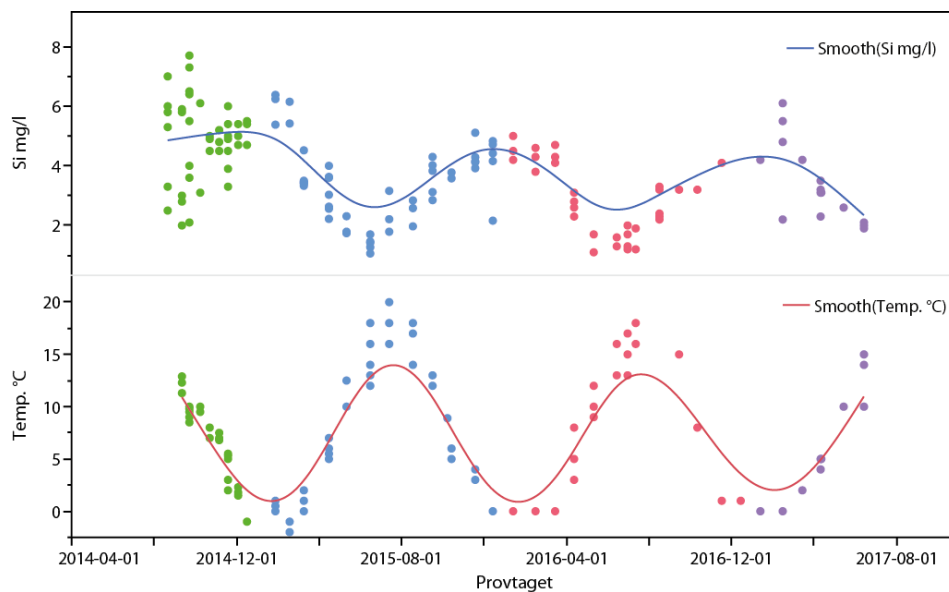
Figur 21: Tidserie ammoniumkväve och summan nitrit+nitratkväve i Gärsjöbäcken 2008-01-01 tom 2017-06-30. Den svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).

Vid provtagningen av de synoptiska vattendragen under det första höglödet efter branden kunde man se ett samband mellan halterna av ammonium och brandhårdheten i vattendragens avrinningsområden. Halterna av ammonium var lägre i de vattendrag där andelen hårt bränd skogsmark i avrinningsområdet var hög (Figur 22). Anledningen till detta kan vara att en större andel av kvävet avgår till luften när det brinner kraftigt. Däremot ökade halterna ammonium i vattendragen där andelen bränd våtmark var hög (Figur 22). I den brända torvmarken brann det mestadels på ytan och mycket av kvävet som frigjordes vid branden kan ha stannat kvar i torven och sedan läckt ut till vattendragen under episoder av högre flöde.



Figur 22: Ammoniumhalten den 22:e september 2014 mot mot andelen hårt bränd mark i avrinningsområdet samt maxhalten ammonium under hösten 2014 plottad mot andelen svedd torv i avrinningsområdet.

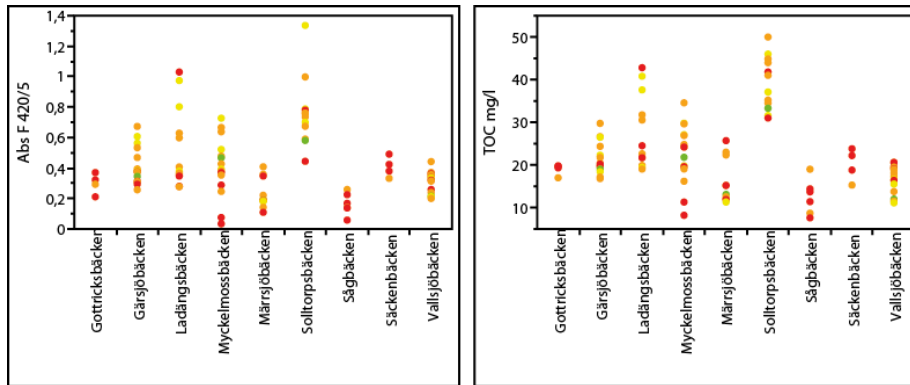
Löst kisel har en tydlig korrelation mot vattentemperaturen där kisel är högre under den kalla vintern och lägre under sommaren (Figur 23). Direkt efter branden erhöles högre kiselhalter som möjligen kan kopplas till transport av partiklar i form av lermineraler eller kiselhaltiga växtdelar. Redan under vintern var kisel på samma nivå som halterna de två nästföljande vintrarna. Detta kan förmodligen tolkas som att den biologiska aktiviteten hos fastsittande kiselalger kom igång ganska snabbt efter branden.



Figur 23: Tidserie kisel och vattentemperatur i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken, Vallsjöbäcken, Gottricksbäcken, Märnsjöbäcken, Sågbäcken och Ladängsbäcken efter branden.

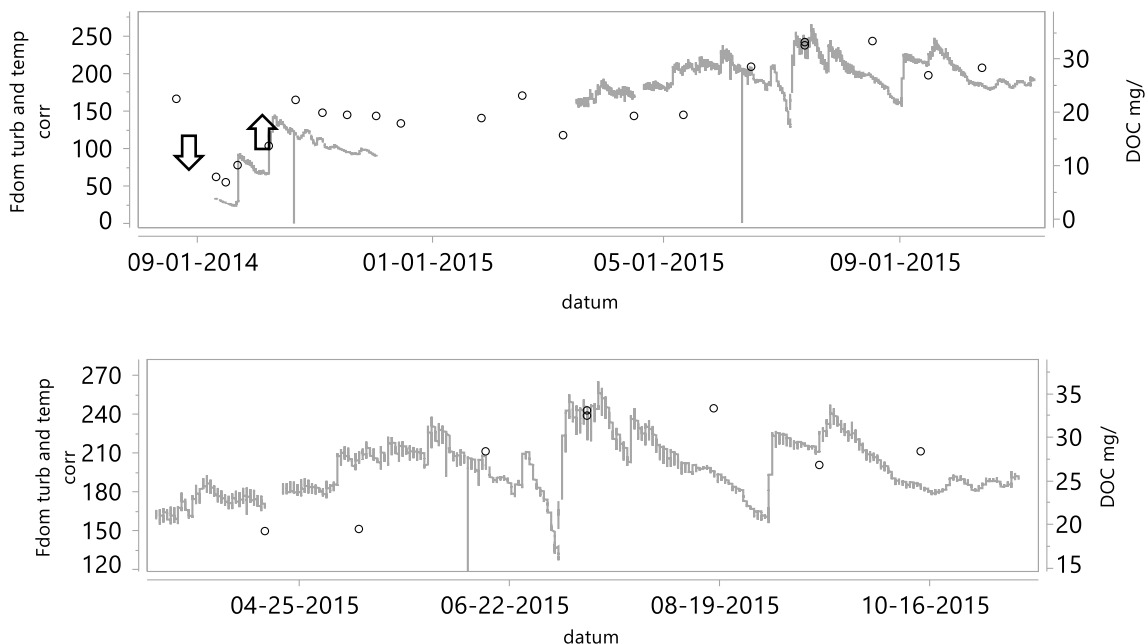
3.2.2.3 Organiska ämnen och vattenfärg

Ladångsbäcken var det vattendrag i brandområdet, som ingick i den synoptiska provtagningen, med högst vattenfärg och totalt organiskt material (Figur 24). Även referensen Solltorpsbäcken hade höga halter av totalt organiskt material och hög vattenfärg.



Figur 24: Vattenfärgen mätt som absorbans på filtrerat vatten vid 420 nm och halten organiskt kol (TOC) i den synoptiska provtagningen av vattendrag efter branden. Säckenbäcken och Solltorpsbäcken är referenser som ligger utanför brandområdet. 2014=röd, 2015=orange 2016=gul 2017=grön

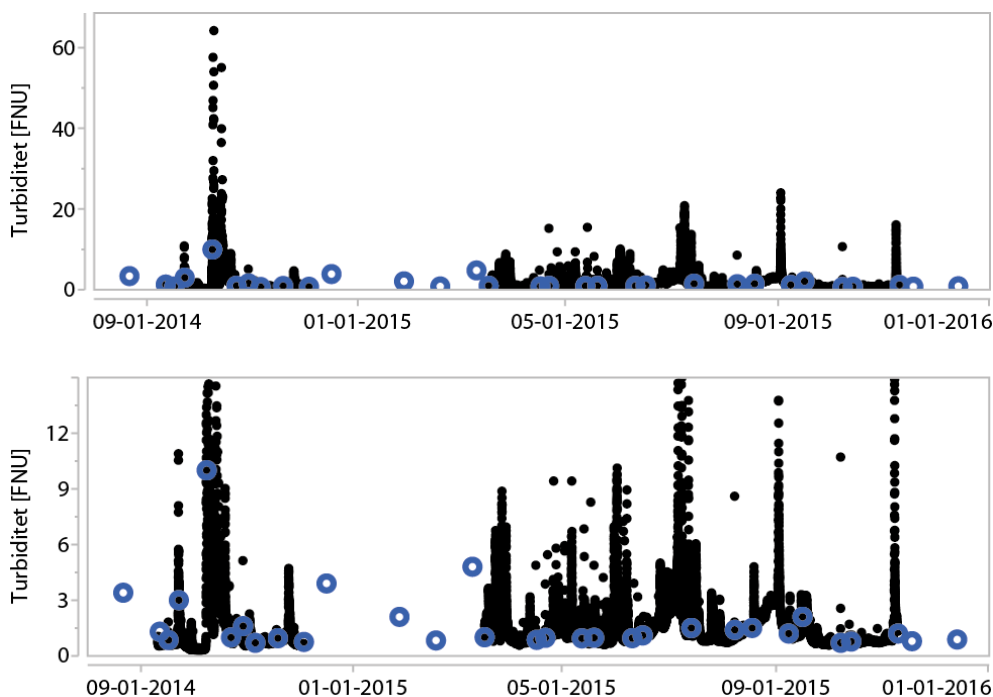
Första höglödet i Myckelmossbäcken ledde till att löst organiskt kol sjönk drastiskt (ner till 5 mg/l i Figur 25). När vattendraget hämtade sig från surstöten ökade löst organiskt kol samt den sensorberäknade halten löst organiskt material till en stabil nivå (runt 20 mg/l).



Figur 25: Sensorberäknad halt fluorescerande del av organiskt kol (F_{dom} turb och temp korrigerad) (-) samt DOC (O) analyserat i det ordinarie provtagningsprogrammet i Myckelmossbäcken. Det övre diagrammet visar data från hösten 2014 och det nedre diagrammet data från 2015.

3.2.2.4 Partiklar

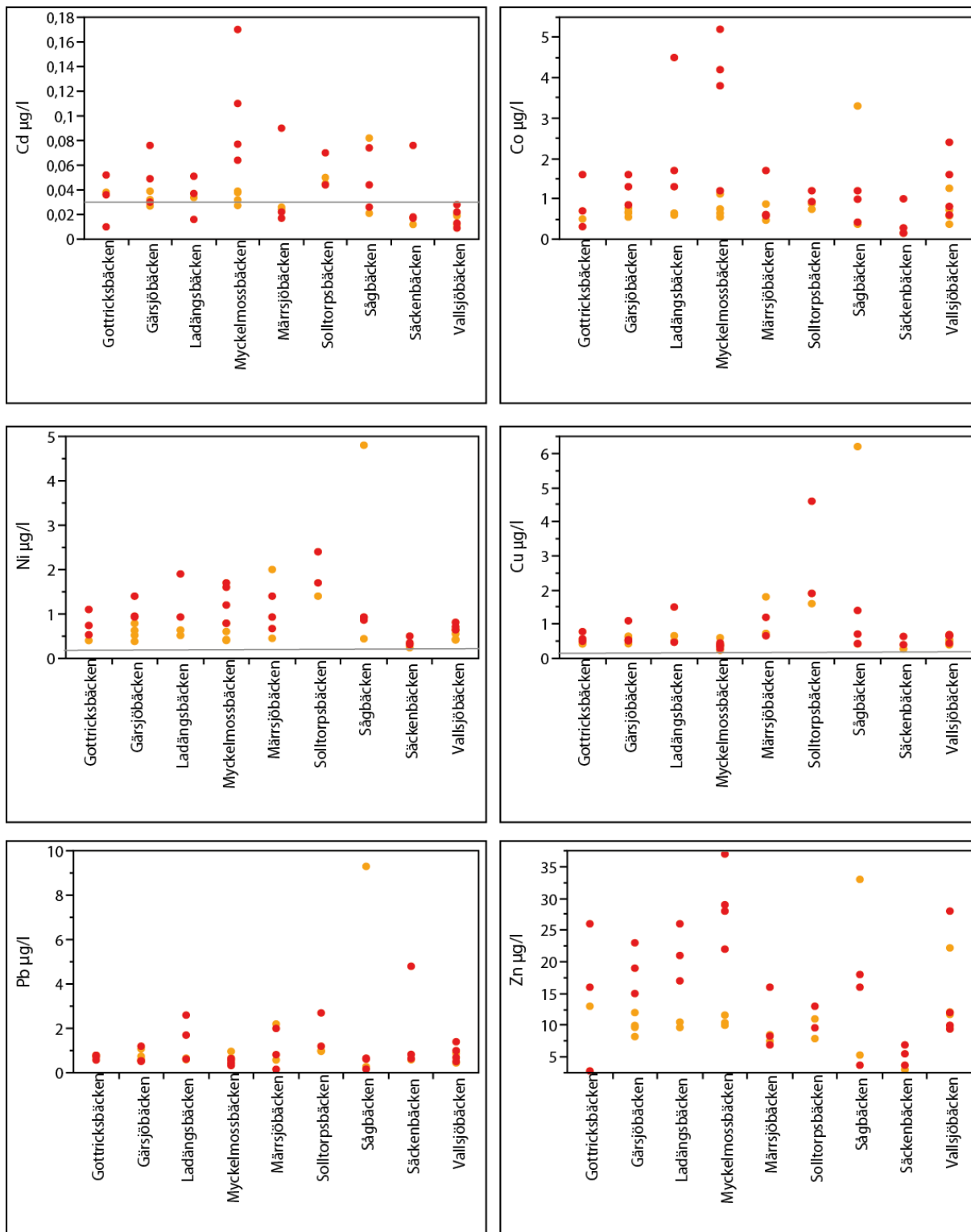
Mätningarna med sensorer i Myckelmossbäcken visade på stora toppar av turbiditet vid höglöden som inte täcktes av den vanliga provtagningen varannan vecka (Figur 26). Medianvärden för turbiditeten ligger på 1.0 FNU och varierade mellan 0.3 och 378 (95% av värdena låg inom intervallet 0.42 och 4.9) för sensordata. Under de 36 provtagningar som ägde rum i samma period varierade turbiditeten mellan 0.7 och 10 FNU (median 1.0 och 95% mellan 0.7 och 10 FNU). Detta betyder i praktiken att bara en av de 10 % allra högsta värden fångades under det vanliga provtagningsprogrammet. Under provtagningen 2015 och framåt skulle ingen av de observerade topparna i turbiditet observerats utan tillgång till en sensor.



Figur 26: Turbiditet mätt med sensor (●) och i det ordinarie provtagningsprogrammet (○) i Myckelmossbäcken. Det övre diagrammet innehåller samtliga data medan det nedre diagrammet visar turbiditet lägre än 15 FNU.

3.2.2.5 Spårämnesmetaller och aluminium

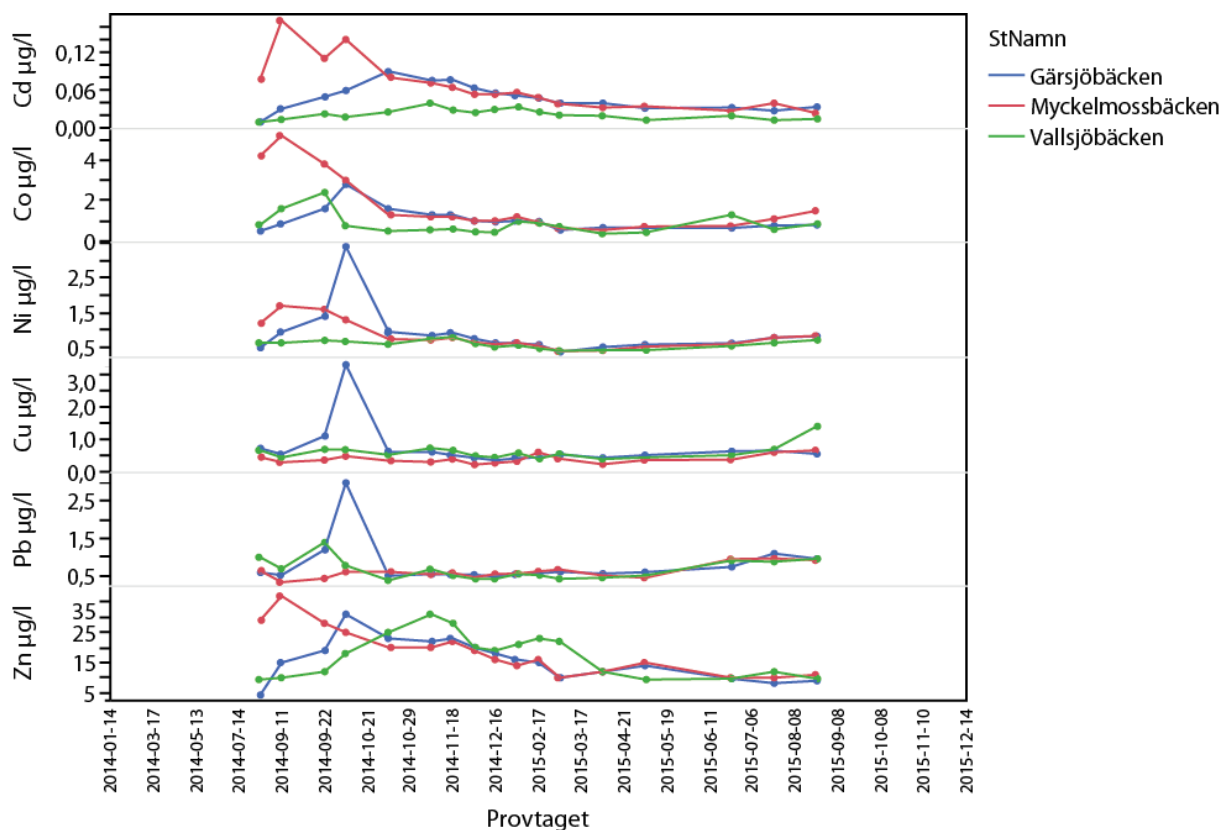
Det finns inga tungmetalldata från före branden som kan användas för jämförelse. Året efter branden analyserades tungmetaller i bäckarnas och resultaten visade att halterna av kadmium och kobolt hösten 2014 var som högst i Myckelmossbäcken (Figur 27). Metallhalterna kan jämföras mot framtagna 10-percentiler för omdrevssjöar i ekoregion 3 (Köhler et al., 2016, tabell 19). Kobolt, nickel, koppar, bly och zink är i samtliga vattendrag högre än omdrevssjöarnas 10-percentilvärden. Omdrevssjöarnas 10-percentilvärden användes för att skatta bakgrundshalterna i svenska sjöar. Brandområdet ligger i en region där det historiskt sätt förekommit gruvverksamhet och det förväntas högre halter av tungmetaller i detta område jämfört med andra regioner i landet.



Figur 27: Tungmetallresultat i den synoptiska provtagningen av vattendrag efter branden. Säckenbäcken och Solltorpsbäcken är referenser som ligger utanför brandområdet. 2014=röd, 2015=orange. Blå linje visar omdrevssjöarnas Q10-percentil (Köhler et al., 2016). $Q10_{Co}=0,034$, $Q10_{Pb}=0,07$, $Q10_{Zn}=0,77$.

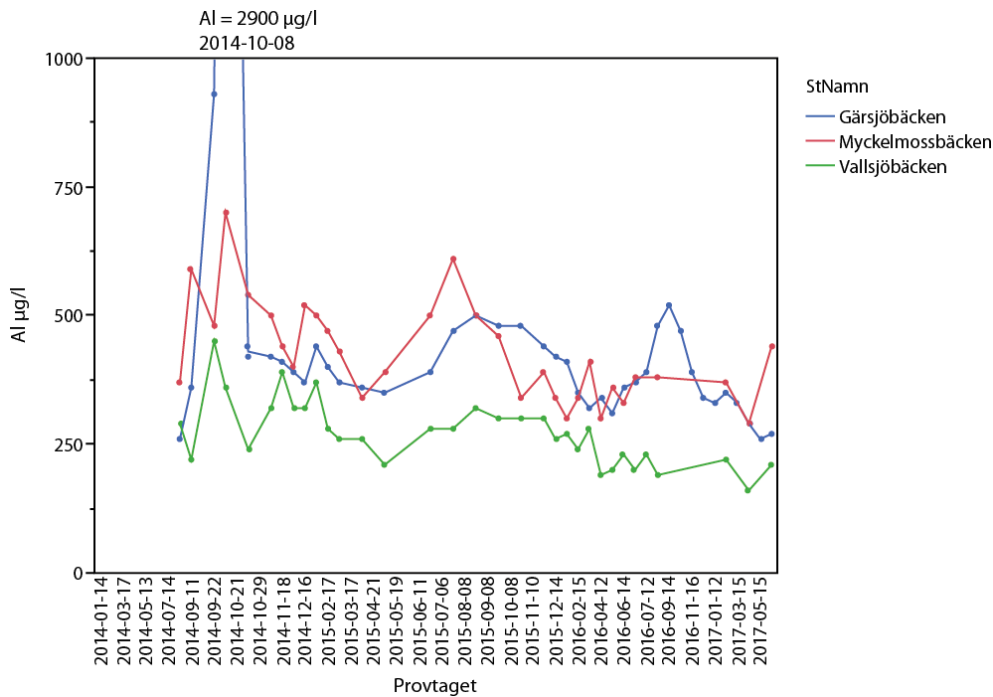
Tidserier över tungmetallhalterna visar på en snabbare ökning av halterna efter branden i Myckelmossbäcken jämfört med i Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken (Figur 28). Myckelmossbäcken är det av de undersökta vattendragen med lägst pH (4.5) och högst sulfathalter. Förhållandena med återkommande surstötter vid varje högflöde efter branden ledde troligtvis till mobilisering av metaller och ökat läckage.

Vid provtagningen 2014-10-08 i Gärsjöbäcken erhöles höga koncentrationer av Ni, Cu och Pb, troligtvis till följd av att det var ovanligt mycket partiklar i vattnet (turbiditet 150 FNU).



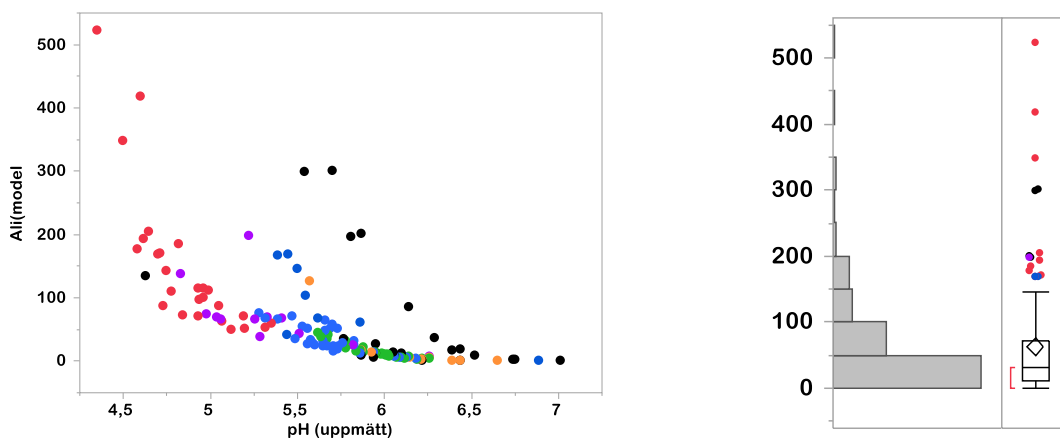
Figur 28: Tidsserie av tungmetaller i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken 2014-01-01 tom 2017-06-30.

Vid provtagningen 2014-10-08 i Gärsjöbäcken var det även höga halter av aluminium (Figur 29). I Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken har koncentrationerna av aluminium legat på en relativt stabil nivå åren efter branden. Innan branden saknas data för aluminium.



Figur 29: Tidserie totalhalter aluminium i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken 2014-01-01 tom 2017-06-30.

Halten toxiskt oorganiskt aluminium kan modelleras med hjälp av uppmätt pH och totalaluminiumhalten (Köhler och Andréén 2014). Höga (> 50 ppb) halter av oorganiskt aluminium förekom i ett stort antal prover (> 30%) (Figur 30s). De högsta halterna (> 100ppb) av oorganiskt aluminium erhöles i Myckelmossbäcken. Förvånansvärt höga halter av oorganiskt Al förekom i referensen Solltorpsbäcken under perioder där pH är lägre än 6. Förmodligen orsakas detta av höga fluoridhalter. Detta kan behöva följas upp med flera mätningar.



Figur 30: Beräknad oorganiskt halt Al mot uppmätt pH för områdena Gärsjöbäcken (●), Ladängsbäcken (●), Vallsjöbäcken (●), Märrsbäcken (●) Myckelmossbäcken (●) och Solltorpsbäcken, Sågbäcken och Säckenbäcken (●) på vänster sida och fördelning av oorganiskt halt Al i alla prover till höger.

3.2.3 Biologiska variabler

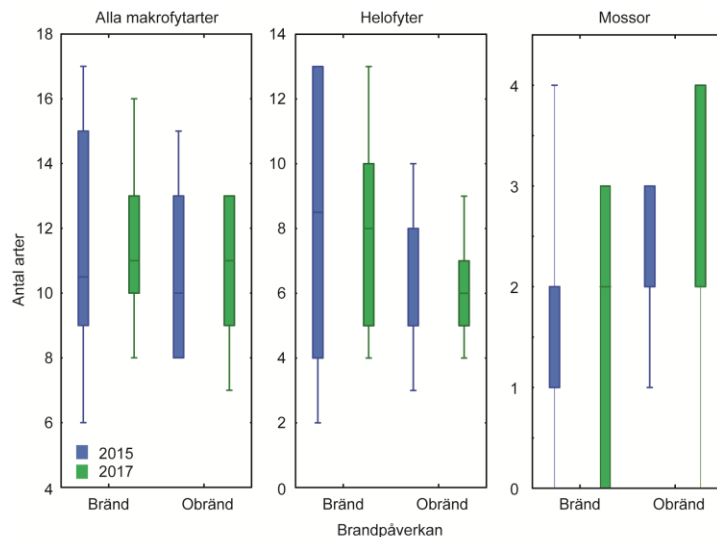
Brandens effekt på organismsamhällena i vattendragen i korthet

- Diversiteten, liksom ett flertal miljö kvalitetsindex, uppvisade både för bottenfauna och bentiska kiselalger i brandområdesbäckarna i allmänhet lägst värden direkt efter branden (hösten 2014). Inverkan från branden på diversiteten hos bottenfauna och kiselalger kan dock inte betecknas som katastrofal och återhämtningen var snabb. Åren efter branden (2015 och 2016) steg diversitets- och miljö kvalitetsindex i brandområdesbäckarna och närmade sig i flera fall de nivåer som observerades i referensbäckarna.
- Återhämtningen av organismsamhällena skedde mest och snabbast i de bäckar som påverkades minst av branden, och som troligen redan innan branden hade högst ekologisk status, dvs. var minst sura, då andelen myrmark var relativt låg i deras respektive avrinningsområden.
- Det framkom inga tecken på en stark effekt av branden på ekosystemfunktionen i de studerade bäckarna. De undersökta ekosystemfunktionerna (lövnedbrytning och tillväxt av bentiska alger) stod väl emot mot minskningarna i artdiversitet som uppträdde i bäckarna efter branden
- Fortsatt övervakning av bottenfauna och kiselalger i bäckarna skulle göra det möjligt att klargöra huruvida den ökning i diversitet och ekologisk status som uppträdde i flera utav bäckarna 2015-2016 är bestående, eller om mer långsiktig påverkan på det akvatiska ekosystemet från branden (t.ex. från förändrade hydrologiska förhållanden, förändrat vegetationstäck och ökad solinstrålning i det brända området) i framtiden kommer att göra avtryck på organismsamhällellens sammansättning längre nedströms.
- Branden verkar ha förändrat artsammansättningen men inte artantalet bland makrofyterna

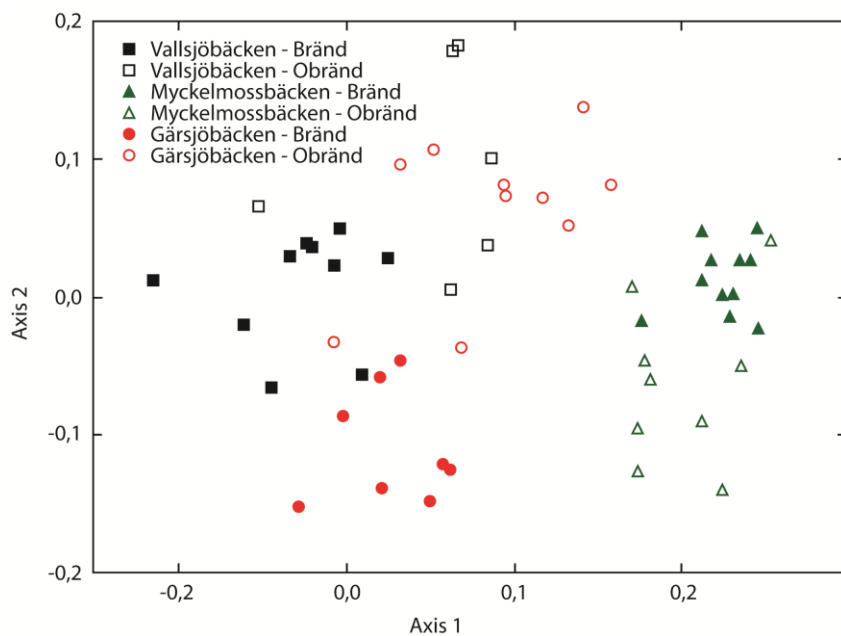
3.2.3.1 Makrofyter

Totalt hittades 82 makrofyterarter varav 44 arter förekom i minst fyra sektioner. Av dessa var 29 helofyter (överbattensväxter), åtta mossor, två elodeider (undervattensväxter som har sina skott och blad i den fria vattenmassan), två nymphaeider (flytbladsväxter) och en lemnid (flytande växter). De tre vanligaste arterna som påträffades var mannagräs (*Glyceria fluitans*), bäckskapania (*Scapania undulata*) och missne (*Calla palustris*) som hittades i 44, 34 respektive 33 av de undersökta 54 sektionerna. Trådalger, igelknopp (*Sparganium emersum*), stjärnstarr (*Carex echinata*) och löktåg (*Juncus bulbosus*) hittades enbart i dem brandpåverkade lokalerna medan sumpbläddra (*Utricularia stygia*), hundstarr (*Carex nigra*), vecketåg (*Juncus effusus*), revsmörblomma (*Ranunculus repens*) och gul näckros (*Nuphar lutea*) enbart hittades i dem av branden opåverkade lokalerna. En art som verkar ha gynnats av branden är bäckskapania som hade en täckningsgrad av 5-25 % i enbart en vattendragssektion i de obrända områdena, medan den hade samma eller tom högre täckningsgrad i 10 vattendragssektioner i

de brända områdena. Artantalet i vattendragen skiljde sig inte mellan de brända och obrända områdena (Figur 31). På kort sikt verkar branden alltså inte ha påverkat själva artantalet även om det finns en tendens för fler mossarter i de obrända vattendragssektionerna. Däremot skiljde sig artsammansättningen i och längs alla tre vattendrag mellan brända och obrända områden (Figur 32). Detta resultat tyder på att branden har slagit ut vissa arter medan andra arter har gynnats.



Figur 31: Antalet makrofyterarter (medianvärden, 75 och 90 percentiler) (alla arter), helofyter och mossor i och längs vattendragen i de brända och obrända områdena vid inventeringarna 2015 och 2017.



Figur 32: Non-metric multidimensional Scaling (NMDS) plot som visar likheterna respektive skillnaderna i artsammansättningen mellan vattendragen i brända och obrända områden. Varje symbol representerar en vattendragssektion. Ju närmare symbolerna ligger i förhållande till varandra desto större likheter ha sektionerna med avseende på artsammansättningen och vice versa.

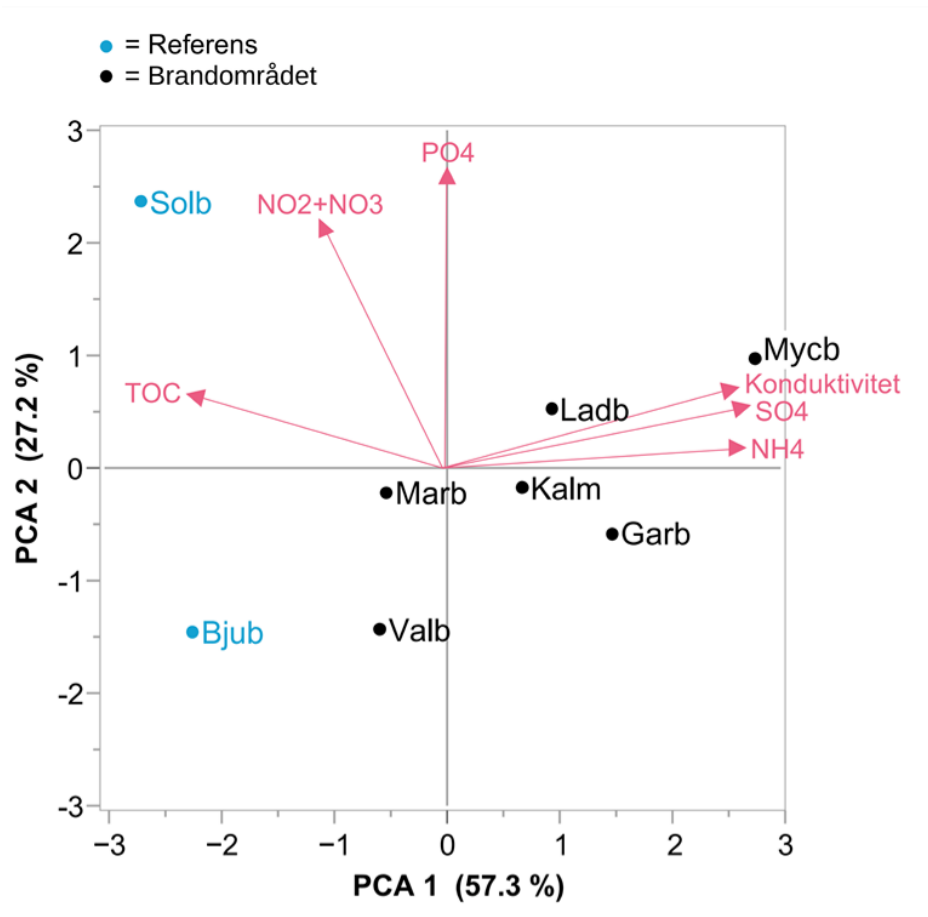
3.2.3.2 *Bottenfauna, kiselalger och ekosystemfunktion i vattendrag*

I den här delstudien i projektet undersöker vi endast nedströmseffekter i vattendrag påverkade av branden. Provtagningen av kiselalger, bottenfauna och ekosystemfunktion skedde nedströms brandområdet, precis utanför brandområdesgränsen. Av säkerhetsskäl var vi förhindrade att provta lokaler innanför brandområdet direkt efter branden (ansvariga myndigheter bestämde att brandområdet skulle utgöra en förbudszon så länge avverkningen av brandskadade träd fortgick). Studien fokuserar vidare på de direkta effekterna av branden (dvs. på de vattenkemiska förändringarna i vattendragen som analyserats och deras påverkan på biologi (bottenfauna och kiselalger) och ekosystem funktion (lövnedbrytning). Vår strategi utgörs av följande delar:

Vi undersökte om sambanden mellan vår vattenkvalitetsgradient och biodiversitet, miljökvalitetsindex och lövnedbrytningshastigheten förändrades över tid. Vår hypotes var att det starkaste sambandet mellan vår vattenkvalitetsgradient och olika beräknade diversitets- och miljökvalitetsindex samt lövnedbrytningshastighet observeras direkt efter branden (hösten 2014), och att sambandet med tiden försvagas i takt med att vattenkvaliteten återhämtar sig. En lägre ekologisk status (lägre miljökvalitetsindex) förväntades i vattendrag som påverkades av branden, jämfört med opåverkade referensvattendrag i närregionen, men att den skillnaden skulle minska över tid då de brandpåverkade vattendragen återhämtar sig.

Förklarande (vattenkemiska) variabler

Den första principalkomponentaxeln (PC-1) förklarade 57.3 % av den totala variationen i vattenkemiska maxvärden och korrelerade positivt med sulfat, ammonium samt konduktivitet och negativt med totalt organiskt kol. Den andra PCA-axeln förklarade 27.2 % av variationen och var positivt korrelerad med fosfat och nitrit+nitrat. De två referensbäckarna var tydligt separerade från brandbäckarna längs den första axeln, medan de två referensbäckarna istället låg i motsatta ändar längs den andra PCA-axeln (Figur 33). Med andra ord beskriver den andra axeln skillnader i näringsämnen (PO_4 och $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) mellan bäckarna som sannolikt inte har med branden att göra då en referensbäck (Solltorpsbäcken) har maxvärden som överskrider de toppar som uppmätts efter branden i påverkade bäckar. Därför användes PC-1 för att beskriva en övergripande gradient av vattenkemin vid den maximala störningspulsen, vilket relaterar till brandens maxpåverkan på vattenkemin och placerar in bäckarna längs denna gradient.



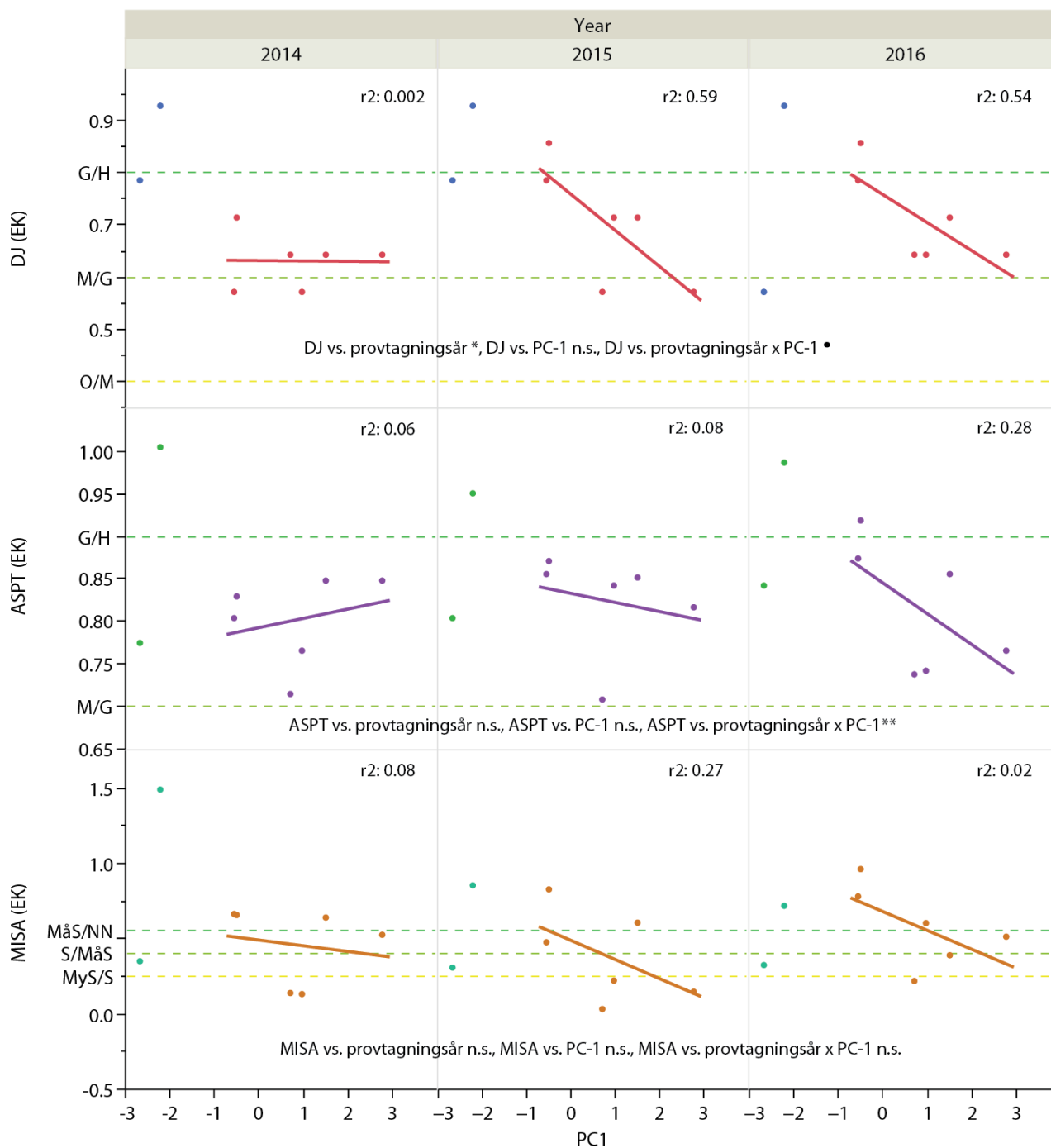
Figur 33: Ordinationsdiagram över principalkomponentsanalysen som baserats på vattenkemiska maxvärden strax efter branden. Referensbäckar (blåa): Solb = Solltorpsbäcken, Bjub = Bjurforsbäcken, Brandpåverkade bäckar (svarta): Valb = Vallsjöbäcken, Marb = Märrsjöbäcken, Kalm = Källmossebäcken, Ladb = Ladängsbäcken, Garb = Gärsjöbäcken, Mycb = Myckelmossbäcken.

Bottenfauna

Referensbäckarnas kvalitetskvoter indikerade hög status enligt både ASPT (generell status) och DJ (övergödningspåverkan) under de första två åren, men det tredje året sjönk den ekologiska statusen i Solltorpsbäcken, speciellt för DJ-index som föll till måttlig status (Figur 34). Brandbäckarnas kvalitetskvoter indikerade god status enligt ASPT de första två åren och god-hög status 2016, måttlig-god status enligt DJ-index år 2014, måttlig-hög enligt DJ-index 2015 och god-hög status enligt DJ-index 2016. Skillnaden i MISA-index var stor mellan de två referensbäckarna, indexet indikerade sura förhållanden i Solltorpsbäcken respektive nära neutrala förhållanden i Bjurforsbäcken under alla tre år. Brandbäckarnas status varierade från mycket sura till nära neutrala förhållanden under alla tre år (Figur 34).

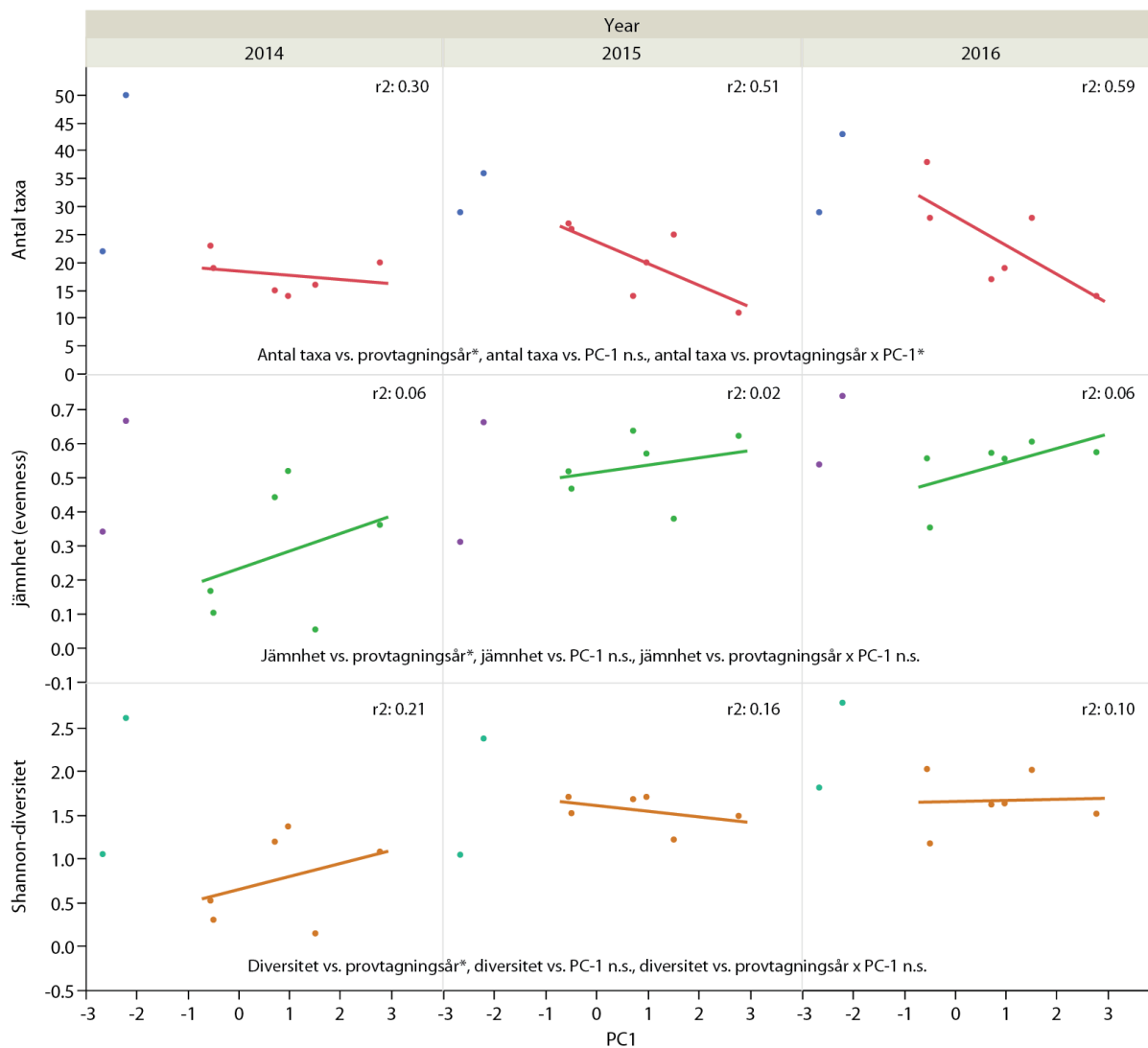
Vår statistiska analys detekterade signifikant skillnad mellan provtagningsår för DJ-index (Figur 34). Fyra av brandområdesbäckarna hade ett högre indexvärde år 2 än år 1, en trend som fortsatte även år 3. Regressionslinjen för sambandet mellan DJ-index och PC-1 förefaller att bli brantare år 2-3 jämfört med år 1, men det statistiska stödet för den utvecklingen var måttligt (Provtagningsår x PC1, $P < 0.10$). Stödet för att sambandet mellan ASPT-index och PC-1 förändrades över år var dock starkt för ASPT-indexet, där ett svagt positivt samband övergick till ett negativt år 3 (Figur 34). Detta kan tillskrivas en ökning i

ASPT-index i vattendrag lokaliserade i den nedre ändan av PC-1-axeln, medan vattendrag lokaliserade i den högre delen av PC-1-axeln minskade i ASPT. Inga signifikanta effekter av år, PC-1, eller deras interaktion på bäckarnas MISA-index kunde detekteras.



Figur 34: Samband mellan första PCA-axeln och ekologiska kvalitetskvoter (EK) för indexen ASPT, MISA och DJ. Gränser för statusklassningar indikeras med olivfärgade, streckade linjer. G/H: klassgränsen mellan god och hög ekologisk status (ES), M/G: klassgränsen mellan måttlig och god ES, O/M: klassgränsen mellan otillfredsställande och måttlig ES. MåS/NN: klassgränsen mellan måttligt surt och nära neutralt, S/MåS: klassgränsen mellan surt och måttligt surt, MyS/S: klassgränsen mellan mycket surt och surt. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, • $P < 0.10$, n.s. = $P > 0.10$.

Vår statistiska analys detekterade inget samband mellan artrikedom för bottenfauna och PC-1, men däremot med provtagningsår och interaktionen provtagningsår x PC-1 (Fig. 4). Artrikedomen var i genomsnitt högre år 2-3 (2015-2016) jämfört med år 1 (2014) och regressionslinjen för sambandet mellan artrikedom och PC-1 blev brantare över tid, med mer utav variationen av artrikedom förklarad av PC-1 (högre r^2) år 2-3 (Figur 35). Jämnhet och Shannon-diversitet skiljde sig signifikant mellan år, med jämförelsevis högre värden år 2-3 jämfört med år 1 (Figur 35). Dock fanns inget stöd för att något utav dessa index var relaterat till PC-1. Artrikedom, jämnhet och diversitet i referensbäcken Bjurforsbäcken tycks minska år 2 för att sedan öka år 3. I Solltorpsbäcken tycks däremot artrikedomen öka år 2-3 jämfört med år 1, samtidigt som jämnhet och diversitet är högre bara för år 3.



Figur 35: Samband mellan första PCA-axeln och diversitetsmått för bottenfauna. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, n.s. = $P > 0.10$.

Kiselalger

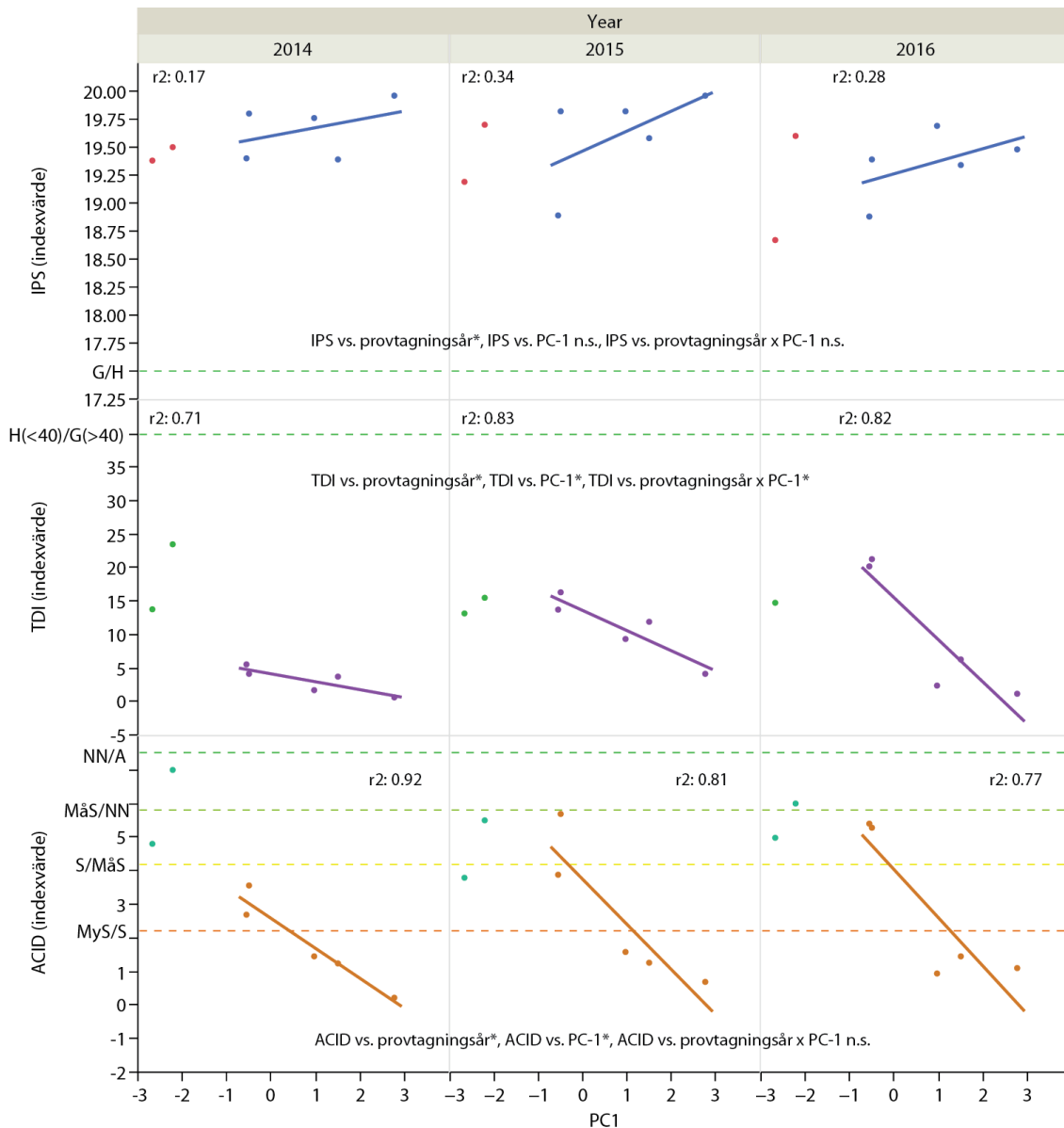
Kiselalgsindexen IPS och TDI indikerade hög status för referensbäckar och brandbäckar både år 2014, 2015 och 2016. Surhetsindexet ACID varierade mer och för referensbäckarna indikerade indexet måttligt sura – nära neutrala förhållanden för 2014 och 2016 och sura – måttligt sura förhållanden för 2015.

För brandbäckarna varierade ACID mellan mycket sura – sura förhållanden 2014 och mycket sura – måttligt sura förhållanden år 2015 och 2016 (Figur 36).

IPS-index visade inget samband med PC-1 men skiljde sig signifikant mellan år, med lägst värden år 3 jämfört med år 1-2 (Figur 36). I motsats uppvisade TDI-index ett signifikant samband med PC-1, vilket varierade över åren (provtagingsår x PC-1 interaktion). Regressionslinjens lutning blev brantare över tid och detta kan förklaras av ökningarna i TDI-index för vattendrag i den nedre änden av PC-1-axeln (relativt liten maximal störning av vattenkemin efter branden). TDI-värdet var oförändrat, eller minskade något över tid, i referensbäckarna för samma period.

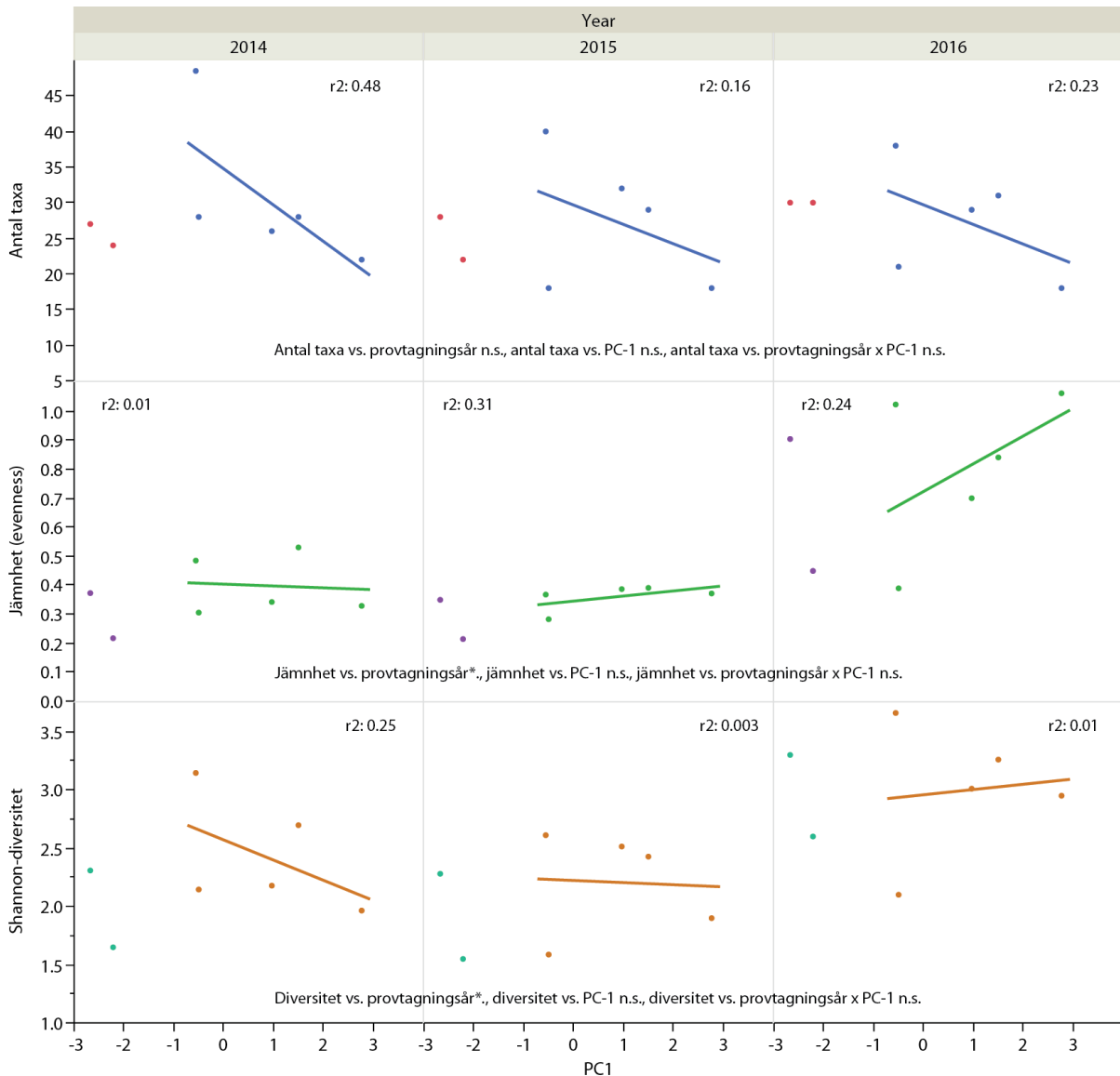
ACID-index uppvisade ett signifikant samband både till provtagingsår och till PC-1, men inte till provtagingsår x PC-1-interaktionen). Det var ett negativt samband mellan ACID-index och PC-1 med en likartad lutning på regressionslinjen varje år (Figur 36). ACID-index var i genomsnitt högre för år 2-3 jämfört med år 1 orsakat av ökningarna i ACID-index för vattendrag i den nedre änden av PC-1-axeln. ACID-värdet var oförändrat, eller minskade något över tid, i referensbäckarna för samma period.

Jämnhet och Shannon-diversitet för kiselalger varierade signifikant mellan provtagingsår, med högre värden för 2016 än för 2014-2015 (Figur 37). Ingen dessa responsvariabler uppvisade däremot något signifikant samband med PC-1. Men kan se en tendens till ett positivt samband mellan jämnhet och PC-1 för år 3, men r^2 -värdet är lågt och sambandet är inte signifikant. Artrikedomen av kiselalger uppvisade inget signifikant samband varken till PC-1 eller till provtagingsår och r^2 -värdet var lågt. Mellanårsvariationen för de olika responsvariablerna var på ungefär samma nivå för referensbäckarna som för brandområdesbäckarna (Figur 37).



Figur 36: Samband mellan första PCA-axeln och kiselalgsindexen IPS, TDI och ACID. Gränser för statusklassningar indikeras med olivfärgade, streckade linjer. G/H: klassgränsen mellan god och hög ekologisk status (ES), H(<40)/G(>40): klassgränsen mellan hög och god ES (observera att skalan är omvänd för TDI, dvs. låga indexvärden indikerar hög status). NN/A: klassgränsen mellan nära neutralt och alkalisk, MåS/NN: klassgränsen mellan måttligt surt och nära neutralt, S/MåS: klassgränsen mellan surt och måttligt surt, MyS/S: klassgränsen mellan

mycket surt och surt. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, n.s. = ingen signifikans.



Figur 37: Samband mellan första PCA-axeln och diversitetsmått för kiselalger. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, n.s. = ingen signifikans.

Ekosystemfunktioner

När det gäller ekosystemfunktioner var varken lövnedbrytningshastighet eller produktion av algbiomassa korrelerat med PC-1 (alla p-värden > 0.3) och lövnedbrytningshastighet skiljde sig inte signifikant mellan provtagningsåren (alla p-värden > 0.6). Den enda signifikanta effekten på lövnedbrytningshastigheten i brandbäckarna var masktjockleken på lövpåsen ($p = 0.001$), med högre lövnedbrytningshastighet i de grovmaskiga lövpåsarna ($42.5 \pm 5.5\%$ torrvtikt förlorad) än i de finmaskiga påsarna ($21.3 \pm 1.8\%$ torrvtikt förlorad). För jämförelse så var lövnedbrytningshastigheten i referensbäckarna för de grovmaskiga lövpåsarna i medel $36.5 \pm 7.4\%$ torrvtikt förlorad, och för de finmaskiga lövpåsarna $22.1 \pm 1.44\%$ torrvtikt förlorad.

Tillväxten av algiomassa var i medel (alla undersökta brandområdesbäckar) $1.86 \pm 0.30 \mu\text{g cm}^{-2}$ av klorofyll *a*. För jämförelse så var medeltillväxten av algiomassa i referensbäckarna $1.40 \pm 0.03 \mu\text{g cm}^{-2}$ av klorofyll *a*.

Diskussion

Denna delstudie hade som målsättning att studera om branden som utbröt i Västmanland 2014 hade en påverkan på akvatiska ekosystem i bäckar lokaliserade nedströms det brända området. För att svara på denna frågeställning provtogs bottenfauna och kiselalger i brandpåverkade bäckar under tre år efter brandtillfället, och ekosystemfunktionerna lövnedbrytningshastighet och tillväxt av algiomassa kvantifierades. Vi förväntade oss att den kraftiga produktionen och utflödet av näringsämnen (i synnerhet ammonium), sulfat och aska från brandområdet skulle innebära en häftig och pulsartad störning av livsmiljön för akvatiska organismer nedströms i de branddrabbade bäckarna. Våra data visar att diversitet och artsammansättning för bottenfauna och bentiska kiselalger förändrades från det första provtagningstillfället några månader efter branden (2014) jämfört med de två senare provtagningstillfällena (2015 och 2016). Att denna förändring skett efter branden stöds framförallt av signifikanta skillnader mellan år för de flesta utav våra diversitetsmått (alla fyra diversitetsmått för bottenfauna, jämnhet och Shannon-diversitet för kiselalger) och flera miljökvalitetsindex (ASPT-, DJ-, ISP-, TDI- och ACID-index).

De generellt lägre värdena för många av diversitetsmåten och miljökvalitetsindexen år 2014, jämfört med 2015-2016, indikerar att branden gett den ”pulsstörning” (Minshall *et al.* 1997) genom förändrad vattenkemi som vi förväntade. Under år 2 och 3 efter branden (2015 och 2016) skedde en återhämtning i bäckarna och värdena närmade sig de som uppmätts i referensbäckarna, speciellt i de bäckar som troligen påverkades minst av branden (d.v.s. vänstra delen av PC-1). Detta antyder att påverkan från branden var relativt kortvarig, en bild som förstärks av att de få index som inte ökade till 2015 visade tecken på att öka till 2016.

Det är viktigt att poängtera att våra resultat inte visar några tecken på att branden hade en katastrofal påverkan på de branddrabbade bäckarnas bottenfauna- och kiselalgssamhällen. Baserat på de undersökta miljökvalitetsindex så sjönk den ekologiska statusen inte lägre än till god ekologisk status för någon bäck, med undantag för ACID-index (kiselalger). Den otillfredsställande ekologiska statusen som ACID-index indikerar för vissa bäckar är troligen en konsekvens av en naturlig bakomliggande surhetsgradient som medförde att brandens ”surstöt” pressade ner pH till mycket låga nivåer vilket även kan ses i de kemiska analyserna (kapitel 3.2.2, samt Kahlert *et al.* 2007). Den totala diversiteten sjönk inte dramatiskt i bäckarna ens direkt efter branden (2014).

Vi förväntade oss att det starkaste sambandet mellan vår vattenkvalitetsgradient (maximal störningspuls efter branden) och olika beräknade diversitets- och miljökvalitetsindex skulle uppträda första provtagningåret (dvs. provtagningen närmast efter branden), genom att känsliga arter skulle slås ut av den häftiga störning av livsmiljön som branden utgjort. Vidare förväntade vi oss att sambandet skulle försvagas med tiden i takt med att vattenkvalitén förbättrades och känsliga arter återhämtar sig. För dessa hypoteser fann vi inget stöd utan data indikerade snarare det motsatta i vissa fall: sambandet svagt eller saknades för år 1 (2014) för att sedan bli brantare och starkare år 2 och 3 (lutningskoefficient, r^2 -värde).

En orsak till detta mönster är att andelen myrmark i respektive brandområdesbäckens avrinningsområde samvarierar med PC-1 ($r=0.77$, $n=5$). Bäckar i myrrika områden har ofta relativt lågt pH och höga DOC-nivåer och uppvisar periodvis höga ammoniumkoncentrationer (i synnerhet i samband med snösmältningen) (se t.ex. Sponseller *et al.* 2017). Sådana bäckar kan därför förväntas uppvisa lägre diversitet och husera färre känsliga arter även utan brandpåverkan (Pettrin *et al.* 2007). Med bakgrund mot detta är det

vår tolkning att branden 2014 pressade ner diversitetsmått och miljö kvalitetsindex generellt i alla brandområdesbäckar till nivåer som naturligt uppträder i bäckar i myrrika områden. Under 2015-2016 började dessa index stiga, i synnerhet i de brandområdesbäckar som verkar påverkats minst av branden (lokaliserade till vänster på PC-1-axeln), d.v.s. brandområdesbäckar med lägre andel myrmark i avrinningsområdet och/eller sjöar uppströms som buffrade mot höga koncentrationer. Nu uppträder ett brantare och starkare, statistiskt signifikant, samband mellan många olika diversitets- och miljö kvalitetsindex och PC-1 (t.ex. ASPT-index och artrikedom för bottenfauna och TDI-index för kiselalger). Att DJ-index och ASPT-index är kraftigt nedpressat i alla brandområdesbäckar 2014 tyder på en negativ effekt av den förhöjda ammoniumkoncentrationen i bäckarna.

För ACID-index (kiselalger) är lutningen på det negativa sambandet till PC-1 likartad mellan alla år (indikerat av signifikans för sambandet mellan ACID vs provtagningsår, men ingen signifikans för ACID vs. provtagningsår x PC-1 i analysen). ACID-index är särskilt bra på att detektera variation i surhet (uttryckt som skillnader kiselalgssamhällets sammansättning), t.ex. surhet orsakad av höga DOC-koncentrationer i myrvatten (Kahlert et al 2007). Värdet för detta index återspeglar troligtvis den starka underliggande miljögradienten i området som andelen myrmark i avrinningsområdet representerar. Därmed är det inte troligt att diversitets- och miljö kvalitetsindex kommer att fortsätta att stiga framöver i dessa bäckar och närma sig referensbäckarnas värden.

Det kan inte uteslutas att de ökningarna i miljö kvalitetsindex och diversitetsmått som sker år 2015-2016 återspeglar någon miljöförändring manifesterad på regional nivå under samma period, detta eftersom det saknas biologiska data från tiden före branden för nästan samtliga brandområdesbäckar. Mellanårsvariationen för dessa index i referensbäckarna följde dock inte de generella trender som kunde observeras i brandområdesbäckarna (ökning 2015-2016) utan visade relativt konstanta eller minskande värden över tid. Undantaget är jämnhet och Shannon-diversitet för kiselalger som uppvisade en liknande trend i referensbäckarna som i brandområdesbäckarna. Förutom detta undantag, så indikerar bristen på överensstämmelse i förändring över tid mellan brandområdesbäckarna och referensbäckarna att den observerade ökningen av indexvärden i brandbäckarna verkligen är återhämtning efter branden.

Vi fann ingen korrelation mellan någon ekosystemfunktion och PC-1 eller skillnad mellan år (testat för lövnedbrytning). Undersökningen av tillväxt av algbiomassa utfördes under några veckor sommaren 2015, d. v. s. nästan 10 månader efter branden då förhöjningen av näringsämnen och inflöde av aska redan kraftigt avtagit. Den övergripande avsaknaden av variation i algtillväxt mellan brandområdets bäckar återspeglar att samtliga provtagningsplatser var lokaliserade i skogsbeklädda områden där skuggningsgraden var hög. Algtillväxten var följaktligen låg på grund av ljusbegränsning och inte näringsbegränsning. Möjligen kan en kvardröjande positiv effekt av branden på algtillväxten anses då algtillväxten var lite högre i brandområdesbäckarna än i referensbäckarna. Dataunderlaget är dock litet och skillnaden inte dramatisk. Våra resultat pekar därmed inte på att det skulle ha skett en kraftig stimulation av algtillväxten som ett resultat av branden i de undersökta bäckarna. Inte heller lövnedbrytning verkar ha påverkats nämnvärt av branden och sammantaget antyder detta att de undersökta ekosystemfunktionerna hade bra motståndskraft (Frainer & McKie 2015) mot påverkan från branden och att funktionerna inte försämrades av den observerade minskningen av diversitet bland artgrupper involverade i dessa ekosystemfunktioner (evertebrater för lövnedbrytning och kiselalger för primärproduktion). Att ekosystemfunktioner kan bibehållas eller till och med öka trots störning och minskad diversiteten är känt sedan tidigare (McKie & Malmqvist 2009). En mekanism bakom detta är att en tålig art tar över den ekologiska rollen och kompenserar för försvinnandet av en mer känslig art så att ekosystemfunktionen inte försämraras vid störning (Truchy et al. 2015).

Den synbara motståndskraften mot påverkan från branden som de undersökta organismerna och ekosystemprocesserna uppvisar i den här studien är sannolikt begränsad till strömsträckor utanför det brända området. Det är troligt att organismsamhällena inuti det brända området har påverkats starkare av minskad skuggning/ökad solinstrålning, men provtagning innanför det brända området behövs för att bekräfta det. Vårt resultat pekar tydligt på att den dramatiska påverkan på brandområdesbäckarnas vattenkemi som branden medförde sannolikt inte har, och inte kommer att ha någon kvardröjande negativ effekt på organismsamhällena utanför det brända området. Det är dock möjligt brandens påverkan på hydrologi och markvegetation (inklusive stora ökningar i ljusinstrålning) inuti det brända området kommer att ha långsiktiga effekter även på organismsamhällena även nedströms brandområdet. Om sådana effekter kommer att framträda så handlar det antagligen om små förändringar över lång tid (Minshall et al. 1997), vilket understryker värdet av fortsatt miljöövervakning i området för att kunna detektera sådana förändringar (se t. ex. Frainer et al. 2018). Fortsatt övervakning av bottenfauna och kiselager i brandområdesbäckarna skulle också möjliggöra en undersökning av om ökningen i diversitet och för vissa miljökvalitetsindex som kunnat observeras år 2015 och 2016 är en permanent återgång till förhållanden som rådde innan branden, eller om det istället är fråga om ett tillfälligt uppsving. Vi kan i nuläget inte utesluta att ökningen 2015 och 2016 i sig är ett resultat av branden, t.ex. genom att nya nischer skapats av störningen så att nya arter har kunnat etablera sig. Om så är fallet är det möjligt att diversitet och miljökvalitetsindex snabbt återvänder ner till 2014-års nivåer igen. Fortsatt övervakning skulle klargöra om sådana trender uppstår över tid och ta vara på den här möjligheten att bygga vidare på ett unikt dataset för att förstå skogsbränders inverkan på bäckars art samhällen och funktion.

3.3 Sjöar

Nedan redovisas vattenkemiska och biologiska resultat för sjöarna i brandprojektet. Sjöarna studeras i tre skalar beroende på datatillgång. Märrsjön och Gärsjön har utloppsäckar med provtagning av vattenkemiska parametrar och Märrsjön har en relativt lång provtagningsserie både innan och efter branden. Dessa vatten utgör den mest detaljerade skalan. Märrsjön ingick innan branden i den regionala miljöövervakningen och data fr.o.m. 2010 är inkluderade i denna rapport. Till och med december 2013 ansvarade Alcontrol för provtagning och analys av Märrsjön. Från och med januari 2014 ansvarar institutionen för Vatten och Miljö, SLU, för analyser medan länsstyrelsen provtar.

I nästa grupp om fem sjöar studeras sjöar som både har vattenkemiska- och biologiska data i form av växtplankton. Utöver Märrsjön ingår i denna grupp Snyten, Långsjön, Fläcksjön och Hörendesjön. Vattenkemi och växtplankton har provtagits i sjöarna både före och efter branden inom ramen för regional miljöövervakning.

I den högsta skalan ingår 13 sjöar helt inneslutna av, eller i nära anslutning till, brandområdet som provtogs med avseende på vattenkemi hösten 2014, 2015 och 2016. Provtagningen genomfördes med hjälp av helikopter i samband med provtagningen inom det nationella programmet omdrevssjöar. Hörendesjön och Fläcksjön ingår i det ordinarie omdrevsprogrammet och har provtagits även innan branden.

De mindre sjöarna inom brandområdet hade samtliga avrinningsområden helt inneslutna av branden (Tabell 6, figur 3). Vid de större sjöarna Snyten och Hörendesjön som ligger i anslutning till brandområdet brann det ändå ner till stranden på ena sidan av sjöarna, men andelen av sjöarnas respektive avrinningsområden som brunnit var ändå relativt låg (Tabell 6). Långsjön och Fläcksjön ligger båda ett stycke ifrån brandområdet (ca 1700 respektive 750 meter ifrån brandens ytterkant) men delar av sjöarnas avrinningsområden var ändå drabbade.

Tabell 6: Andel bränd mark i avrinningsområdet uppströms sjöns utlopp.

Sjö	ARO km ²	% Bränt	Sjöarea km ²	Höh (m)	Sjövolym (Mm ³)
Märrsjön	2.33	100	0.52	125	1.5
Gärsjön	21.7	100	0.16	91	0.37
Hannsjön	0.88	100	0.19	108	0.55
Lilla Grillsjön	2.09	100	0.11	122	0.12
Öjesjön	5.02	100	0.22	117	1.58
Sörlången	0.87	100	0.08	111	0.20
Stora Vallsjön	13.2	100	0.26	101	0.37
Stora Gottriken	1.19	100	0.16	111	0.7
Stora Grillsjön	3.91	100	0.22	117	0.44
Björktjärnen	1.13	100	0.11	111	0.58
Fläcksjön	508	14	5.42	57	Info saknas
Hörendesjön	145	17	6.17	61	52
Långsjön	104	6	1.74	62	Info saknas
Snyten	241	3	2.97	88	21

Abiotiska variabler

Brandens effekt på vattenkemin i sjöarna i korthet

- Effekten av branden på vattenkemin i sjöarna beror framförallt på sjöns och avrinningsområdets storlek samt om det finns sjöar i avrinningsområdet.
- Den dramatiska ökningen i koncentrationerna av vissa ämnen (t.ex. sulfat, ammonium, kalcium och nitrat och nitrit) i bäckarna i brandområdet just efter branden observerades även i Gärsjön, Lilla Grillsjön, Stora Vallsjön och Fläcksjön. Dessa sjöar är relativt små, med stora avrinningsområden och få andra sjöar i avrinningsområdet.
- I sjöar med en relativt sett större sjövolym och ett mindre avrinningsområde, som Märssjön, var påverkan från branden på sjöns vattenkemi mindre påtaglig trots att de låg mitt i brandområdet. Utspädningseffekter och interna processer hade större inverkan på vattenkemin i dessa sjöar.

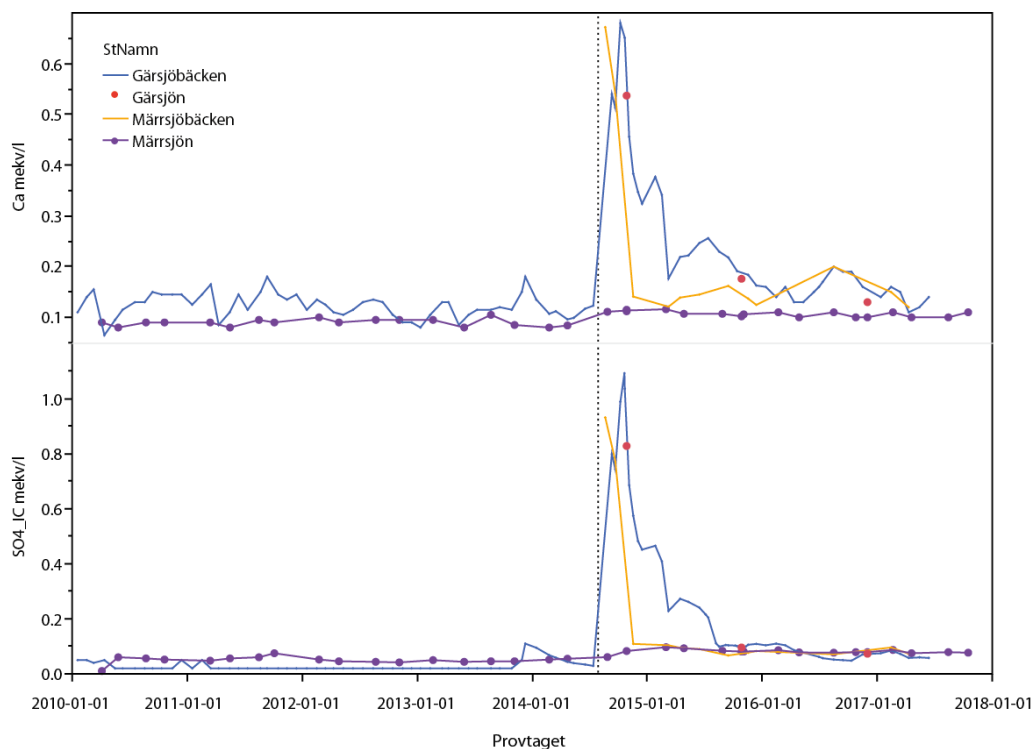
3.3.1.1 Märssjön, Gärsjön och deras utlopps bäckar

Märssjön och Gärsjön ligger båda inuti brandområdet och har avrinningsområden som också i sin helhet inryms inom brandområdets yttergräns (tabell 6, figur 3). Efter bränder förekommer ofta surstötter i vatten. Förbränning av växter och organisk jord leder till en oxidation av organiskt bundet svavel till svavelsyra (H_2SO_4). Katjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+) som varit bundna till jonbyteskomplex eller i växterna omvandlas till basisk aska. I kontakt med vatten löses askan upp och neutraliserar den bildade svavelsyran. Beroende på förhållandet mellan mängden svavelsyra och aska som bildas kan buffring förmågan sjunka eller stiga.

I Gärsjön ledde branden till ökade halter av sulfat och kalcium (Figur 38). Vattenkemin i Gärsjön är mycket lik den i Gärsjöbäcken vilket man kan se i att parametrar som kalcium, sulfat och oorganiskt kväve följs åt när man jämför dessa i en tidsserie (Figur 38, Figur 39). Att vattenkemin i Gärsjön är mycket lik den i Gärsjöbäcken förklaras sannolikt av att Gärsjön är en liten sjö (0.37 Mm^3 sjövolym) samtidigt som avrinningsområdet är relativt stort (21.7 km^2). Sjöns vattenomsättningstid är följaktligen relativt kort och dess vattenkemi liknar mycket den som kan ses i dess huvudinflöde och utflöde. Den ordinarie provtagningspunkten i Gärsjöbäcken ligger ca 250 m nedströms utloppet ur sjön (inom tillträdesförbudsområdet), den tillfälliga provtagningspunkten ligger ca 1250 m nedströms utloppet ur sjön. Inga större biflöden rinner dock in i bäcken på hela den sträckan och avrinningsområdet för båda provtagningspunkterna i Gärsjöbäcken liknar mycket avrinningsområdet för Gärsjön (storlek avrinningsområde Gärsjön: 21.7 km^2 , jämfört med storlek avrinningsområde provtagningspunkter i Gärsjöbäcken: ca 22.5 km^2).

Märssjöns vattenkemi påverkades inte av branden på samma distinkta sätt som dess utloppsbäck eller Gärsjön. Inte för någon vattenkemisk parameter kunde lika uttalade toppar observeras efter branden i Märssjön som i Gärsjön, Gärsjöbäcken eller Märssjöbäcken (Figur 38). Märssjön är en större sjö än Gärsjön (1.5 Mm³ sjövolym) men har samtidigt ett avsevärt mindre avrinningsområde (2.3 km²). Märssjöns vattenomsättningstid är följaktligen relativt lång och dess vattenkemiska förhållanden är i högre grad styrda av processer inom sjön (sedimentation, biologiska-och kemiska processer, utspädning, etc.) än Gärsjön. Att man kan se en topp för en rad vattenkemiska parametrar i Märssjöbäcken efter branden, om än inte lika kraftiga som i Gärsjöbäcken, förklaras sannolikt av att provtagningspunkten i Märssjöbäcken ligger ca 1 km nedströms sjön och ett tillflöde, med ett avrinningsområde lika stort som Märssjöns avrinningsområde, har runnit in i bäcken uppströms provtagningspunkten. Vatten från Märssjön användes för att släcka bränderna genom att brandslangar drogs från sjön utmed vägar i området. Det var dock relativt små mängder jämfört med sjöns volym och ingen förändring i vattennivå kunde ses vid den första provtagningen efter branden i augusti 2014, då delar av området fortfarande brann, jämfört med senare provtagningar. Vi tror inte att denna vattenanvändning från sjöns södra del påverkat förhållandena i vattnet.

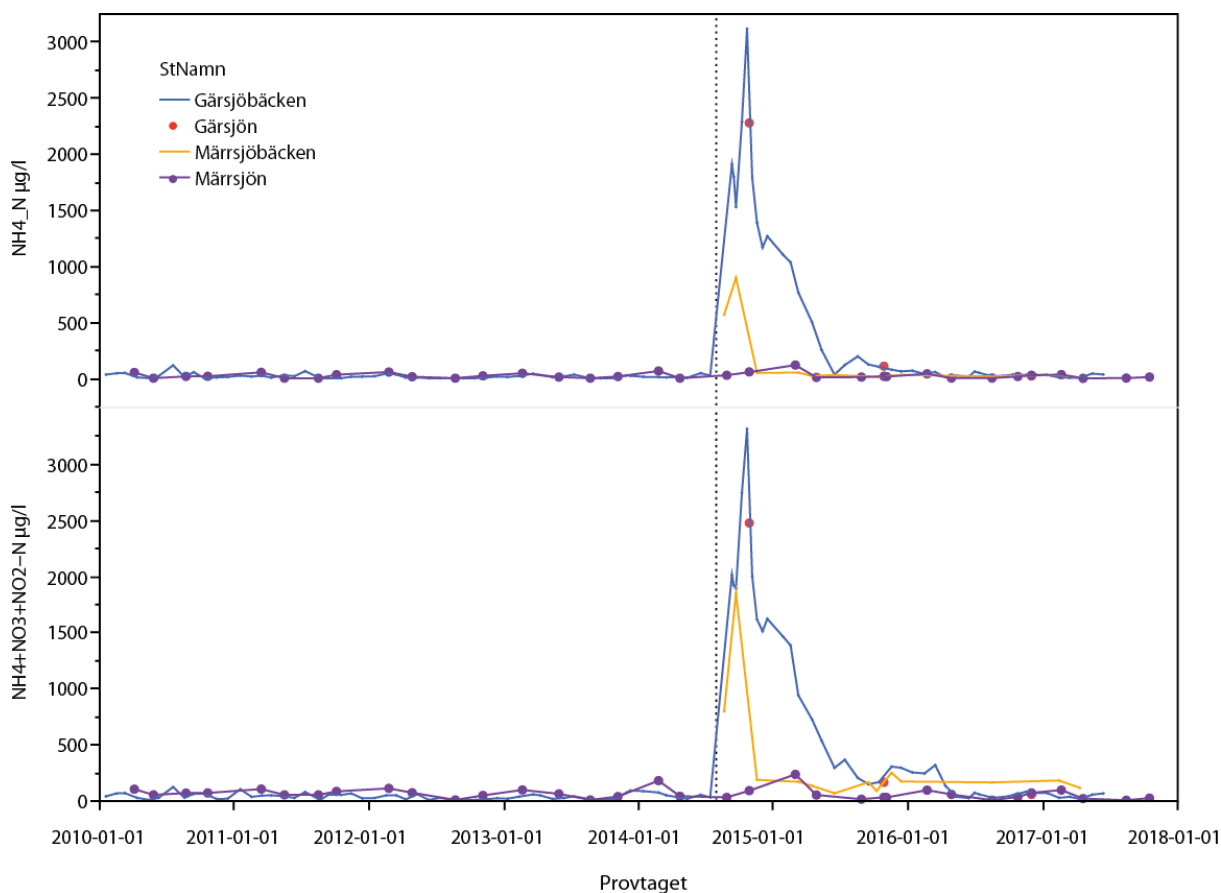
Av de undersökta sjöarna är Märssjön den sjö för vilken vi har det största dataunderlaget. Medelvärdet för kalcium, sulfatjoner och alkalinitet efter branden är signifikant högre än medelvärdet för samma parametrar före branden (envägs t-test, $p_{Ca} < 0.0001$, $p_{SO_4} < 0.0001$, $p_{alk/acid} = 0.0018$). Inkluderat provtagningar genomförda under hela året (vinter, vår, sommar och höst). Medelvärde kalcium före: 0.0897 mekv/L, medelvärde kalcium efter: 0.107 mekv/L. Medelvärde sulfat före: 0.497 mekv/L, medelvärde sulfat efter: 0.081 mekv/L. Medelvärde alkalinitet före: 0.056 mekv/L, medelvärde alkalinitet efter: 0.074 mekv/L. För pH kunde inga signifikanta skillnader påvisas. Median pH före: 6.6, median pH efter: 6.53.



Figur 38: Kalcium- (mekv/l) och sulfatkoncentrationen (mekv/l) i Gärsjön, Gärsjöbäcken, Märssjön och Märssjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).

Efter branden ökade halterna av ammonium drastiskt i Gärsjön och Gärsjöbäcken liksom halterna av totalt oorganisk kväve (Figur 39). De höga halterna är troligen en kombination av att ammonium bildats i samband med branden och av att det inte längre fanns någon vegetation eller mikrobiota som kunde ta upp och processa det ammonium och nitrit och nitrat-kväve som bildats. Ammonium bidrar mest till totalhalten oorganiskt kväve månaderna närmast efter branden men med tiden blir inslaget av nitrit och nitrat större.

I Märrsjön orsakade branden ingen statistiskt signifikant ökning i vare sig ammonium eller nitrat och nitrit (se tolkning ovan). Medelvärde ammonium före: 26.6 µg/L, medelvärde ammonium efter: 29.9 µg/L. Medelvärde nitrit och nitrat före: 45.2 µg/L, medelvärde nitrit och nitrat efter: 29.9 µg/L. Inkluderat provtagningar genomförda under hela året (vinter, vår, sommar och höst).

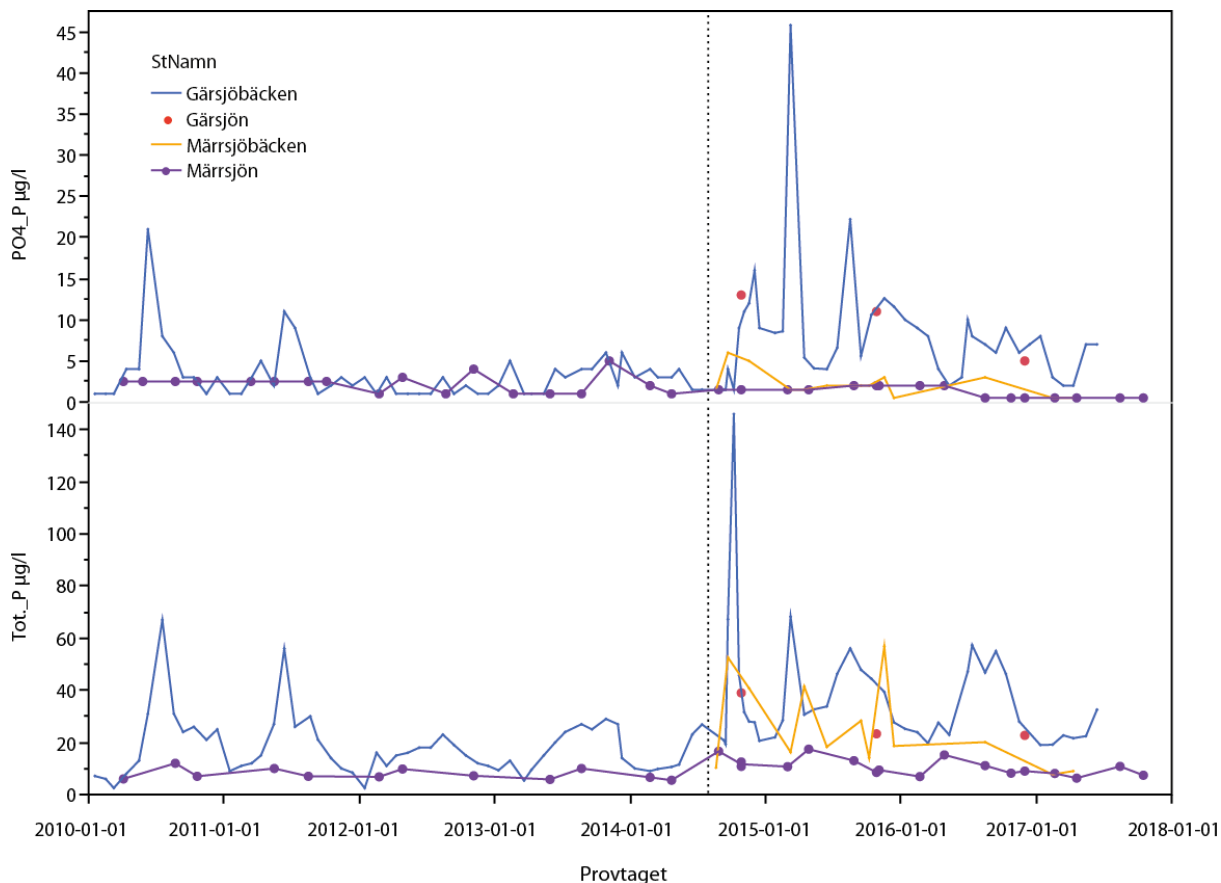


Figur 39: Ammonium och oorganiskt kväve i Gärsjön, Gärsjöbäcken, Märrsjön och Märrsjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för branden (31 juli 2014).

Fosfat- och totalfosforkoncentrationerna ligger på en högre nivå i Gärsjön och Gärsjöbäcken jämfört med Märrsjön och Märrsjöbäcken (figur 38), troligtvis som ett resultat av Gärsjön och Gärsjöbäckens jämförelsevis större avrinningsområde (Figur 3, Tabell 6).

Medelvärdet för kisel är lägre i Märrsjön efter branden än före branden ($p_{Si} < 0.0001$). Inkluderat provtagningar genomförda under hela året (vinter, vår, sommar och höst). Medelvärde kisel före: 1.64 mg/L, medelvärde kisel efter: 1.08 mg/L. För totalfosfor är istället medelvärdet för mätvärdena efter branden signifikant högre än medelvärdet för mätvärdena före branden (envägs t-test, $p_{tot-P} 0.0064$). Medelvärde totalfosfor före: 7.80 µg/L, medelvärde fosfat efter: 10.70 µg/L.

För fosfatfosfor är det inte möjligt att göra en meningsfull statistisk utvärdering av analysresultaten. Medelvärdet för fosfat efter branden förefaller vara signifikant lägre än medelvärdet före branden (envägs t-test, p_{PO_4} 0.0017) men orsaken till denna ”minskning” kan härledas till det byte av analyslaboratorium som genomfördes vid årsskiftet 2013/2014 där det varit olika metodrelaterade detektionsgränser för analysen. De flesta fosfatvärden i Märrsjön, både före och efter branden, ligger under rapporteringsgränsen för analysparametern men rapporteringsgränsen för fosfat sänktes i samband med att SLU tog över analysansvaret 2014. Detta visar tydligt problemen som kan uppstå vid tolkningen av tidsseriedata när metoder, analyslaboratorium, mm ändras över tid.

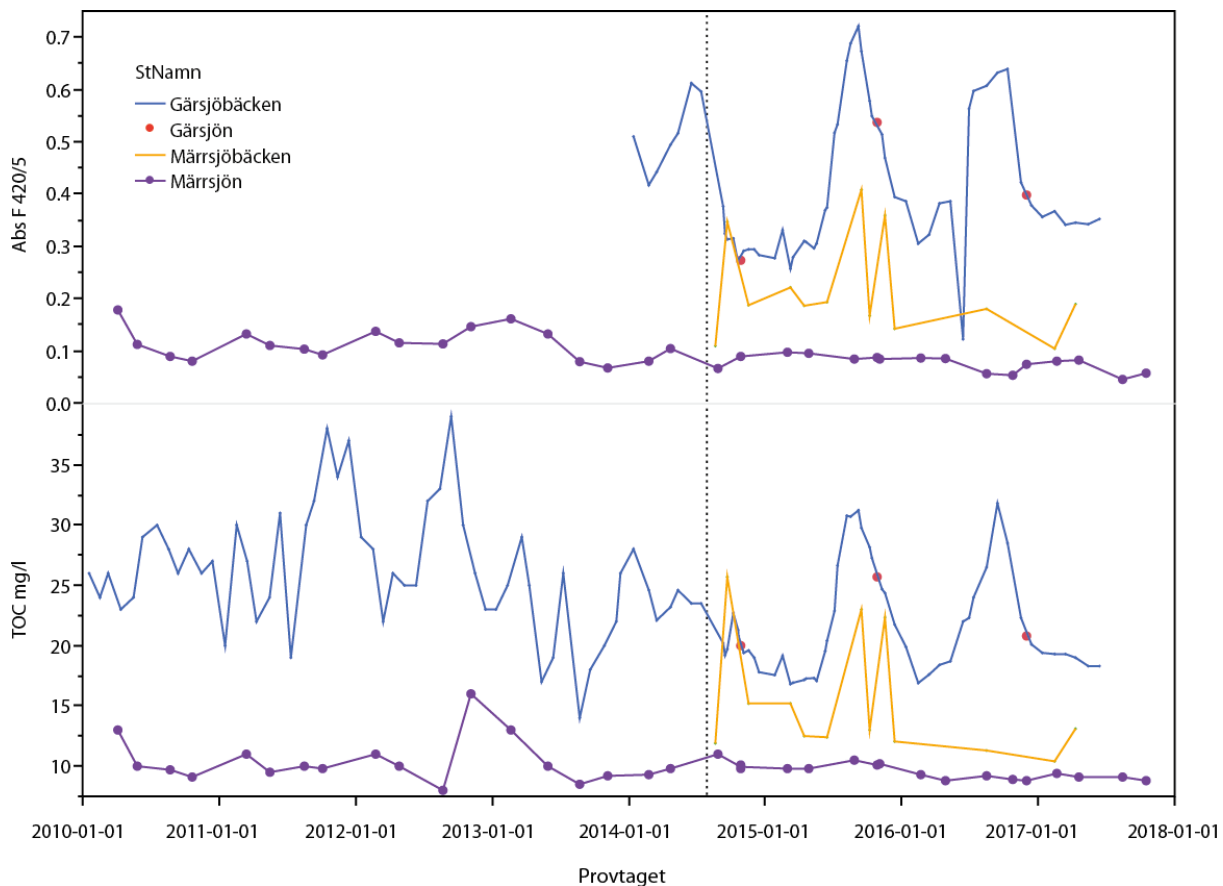


Figur 40: Fosfatfosfor och totalfosfor i Gärsjön, Gärsjöbäcken, Märrsjön och Märrsjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidspunkten för branden (31 juli 2014).

Även vad gäller vattenfärgen (mätt som absorbans vid 420 nm) och TOC-koncentrationen var halterna i Gärsjön och Gärsjöbäcken mycket likartade (Figur 41). Märrsjön ligger däremot på en lägre nivå än de båda utloppsbackarna och Gärsjön.

Märrsjöns avrinningsområde blev hårt avbränt i samband med branden. På detta följde avverkning av de kvarvarande brända trädstammarna vilket gör att kringliggande mark bestod av mycket exponerad berg och mineraljord efter branden. Avrinnande vatten förväntades därför ha lägre halter av TOC och humusämnen de kommande åren, särskilt när undervegetationen återetablerat sig. I Märrsjön visar resultaten på minskad vattenfärg efter branden. Medelvärdet för mätvärdena efter branden är signifikant lägre än medelvärdet för mätvärdena före branden för absorbans och, på 90 % signifikansnivå, för TOC (envägs t-test, $p_{Abs} < 0.0001$, p_{TOC} 0.053). Inkluderat provtagningar genomförda under hela året (vinter, vår, sommar och höst). Medelvärde TOC före: 10.38 mg/L, medelvärde TOC efter: 9.57 mg/L. Medelvärde absorbans före: 0.113, medelvärde absorbans efter: 0.077.

Vattenfärgen och TOC i Märrsjön kommer vara intressant att fortsätta att följa under längre tidsperiod framåt i tiden, liksom att studera långtidseffekterna av en högre ljusinstrålning i sjön som följd av fortsatt lägre absorbans och minskad skuggning av vattnet från strandnära vegetation.



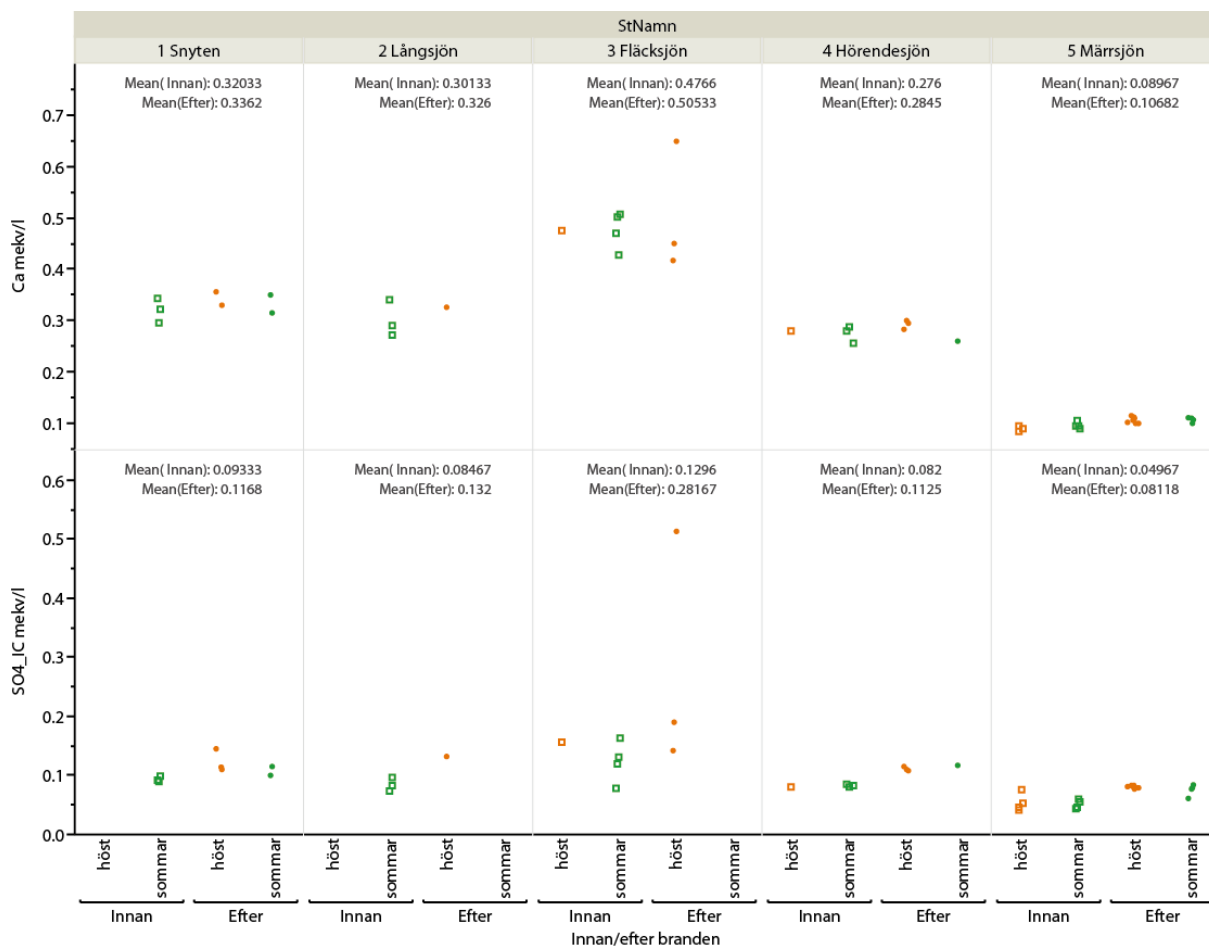
Figur 41: Absorbans och TOC i Gärsjön, Gärsjöbäcken, Märssjön och Märssjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).

3.3.1.2 Vattenkemi före och efter branden i fem sjöar i en gradient med olika brandpåverkan

Sjömaterialiet på fem sjöar har olika andel brandpåverkan av sina respektive avrinningsområden där Märssjön har 100 % brandpåverkan medan Snyten endast har 3 % brandpåverkan (Tabell 6). Dessa sjöar valdes ut för att de hade provtagits med avseende på växtplankton före och efter branden. De flesta av sjöarna har provtagits med avseende på vattenkemi antingen under hösten eller under sommaren, undantaget är Märssjön som provtagits för vattenkemiska parametrar fyra gånger per år under årets alla årstider. Eftersom olika vattenkemiska parametrar kan variera kraftigt under året beroende på en rad olika faktorer (stratifiering, nivå av biologisk aktivitet, temperatur, avrinning, etc.) är det olämpligt att jämföra provtagningar genomförda under olika årstider emot varandra. Resultaten för de utvalda sjöarna presenteras därför här uppdelat på höstprovtagningar och sommarprovtagningar var för sig. Detta medför dock att vattenkemidata för de utvalda sjöarna inte kan utvärderas statistiskt då det finns för få provtagningar utförda under samma årstid antingen innan eller efter branden, undantaget Märssjön (se tidigare avsnitt).

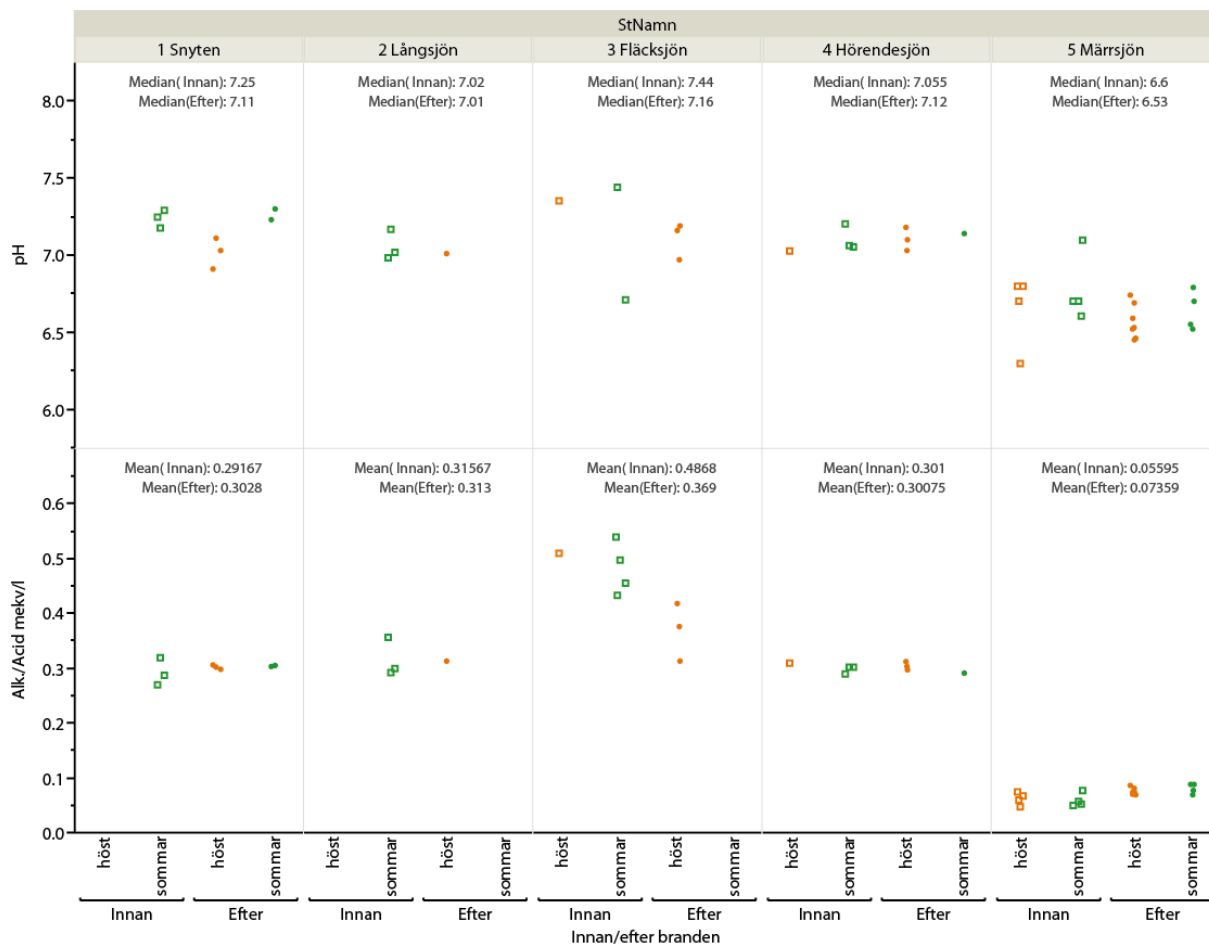
Fläcksjön är den sjö som har störst avrinningsområde av de fem sjöarna och är också den sjö vars avrinningsområde har högst andel jordbruksmark. Runt Svartån just uppströms Fläcksjön är det jordbruksmark. Hörendesjön, Långsjön och Snyten har också ett inslag av jordbruksmark i sina respektive avrinningsområden något som däremot Märssjön saknar helt. Märssjöns avrinningsområde var innan branden dominerat av skog och avrinningsområdet är också klart mindre jämfört med de andra sjöarna utvärderade i detta avsnitt (tabell A i bilaga 1).

Kalciumvärdena innan och efter branden tycks vara likvärdiga mellan de fem sjöarna, spridningen mellan höst och sommar och före och efter branden är beskedlig i samtliga utvärderade sjöar (Figur 42). Sulfatvärdena ser däremot ut att ha ökat i alla sjöar efter branden. En högre nivå av sulfathalter efter branden i alla sjöar, trots stora skillnader i andelen avbränd mark i avrinningsområdena föreligger, antyder att samtliga av sjöarna ändå påverkades av branden indirekt via aska och rök och efterföljande surstötter.



Figur 42: Kalcium- och sulfationer (båda i mekv/l) i de fem sjöar (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märresjön) som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärde för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning.

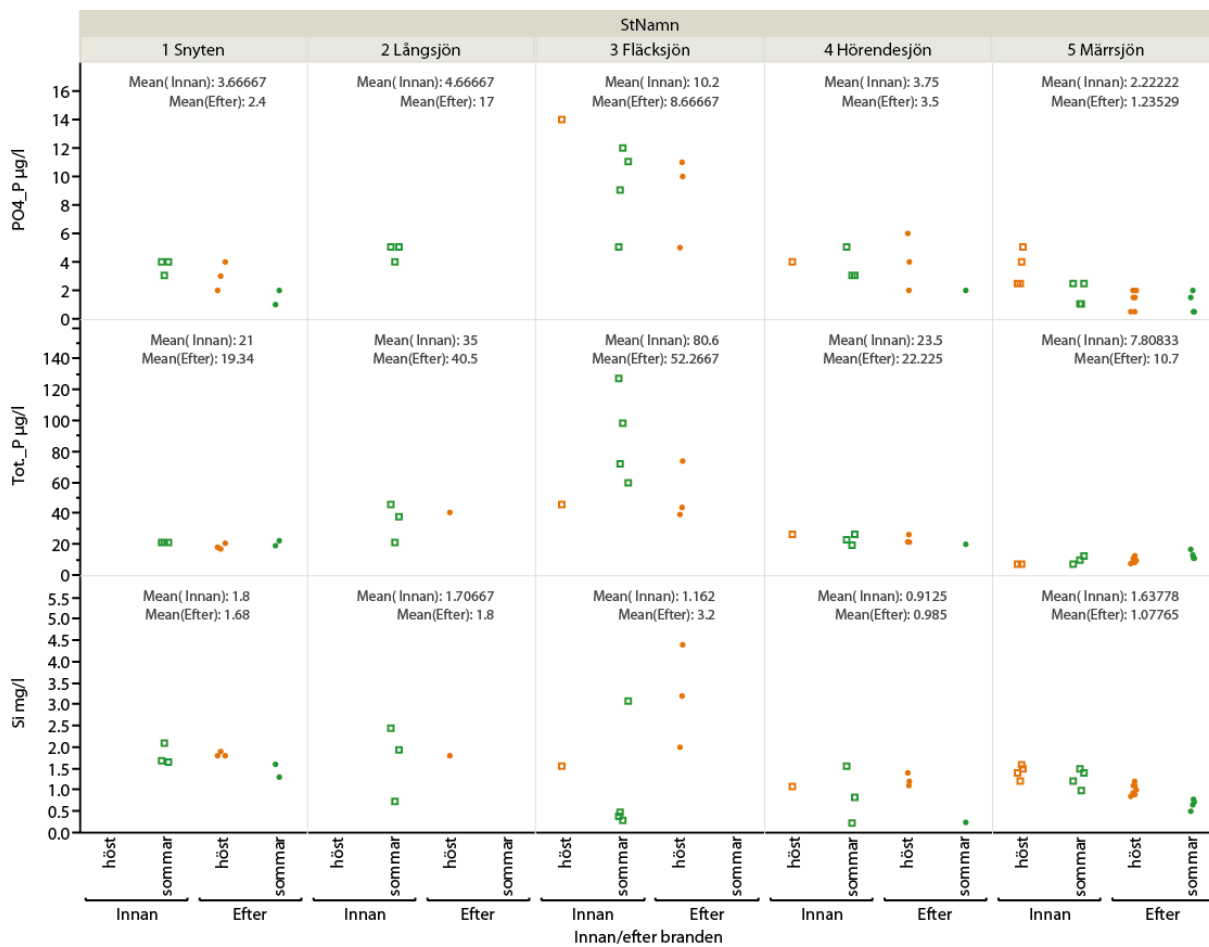
Märresjön uppvisar lägre pH och lägre alkalinitet/aciditet jämfört med de övriga sjöarna både före och efter branden (Figur 43). Kalcium, alkalinitet och pH följs åt och återspeglar avrinningsområdenas markanvändning och jordmån. Alkaliniteten är också högst i Fläcksjön.



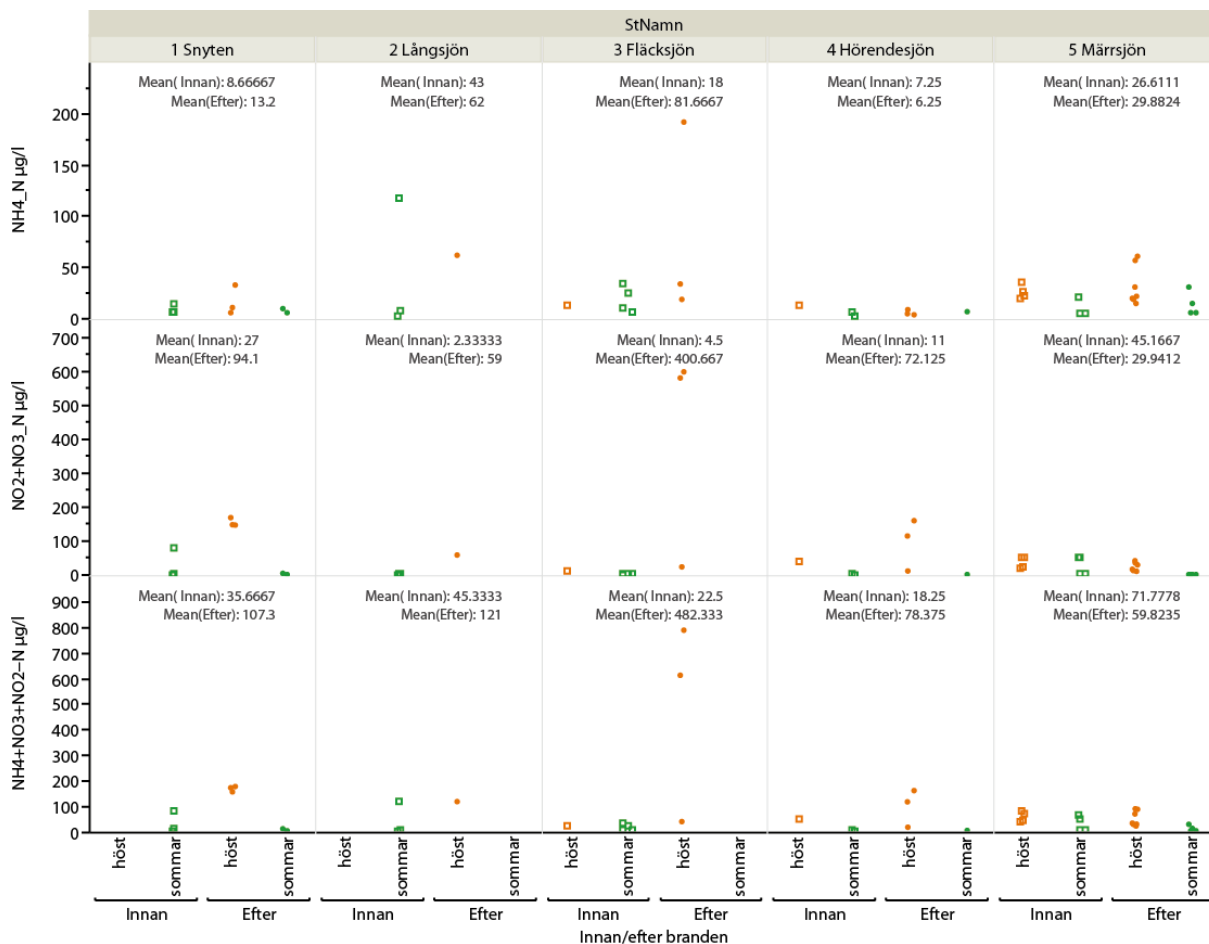
Figur 43: pH och alkalinitet i de fem sjöar (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märnsjön) som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning.

Koncentrationerna av fosfat, total-P och kisel var högre i Fläcksjön än i övriga sjöar både före och efter branden vilket återspeglar den relativt höga andelen jordbruksmark i sjöns avrinningsområde (Figur 44). Totalfosfor tycks vara högre i sommarprover i Fläcksjön än i höstprover, detta skulle kunna bero på att biovolymen alger är hög i sjön under sommaren (se nästa avsnitt) och levande organiskt material är fosforhaltigt.

Koncentrationerna av oorganiskt kväve var högre i Fläcksjön jämfört med övriga sjöar efter branden, före branden var dock koncentrationerna av oorganiskt kväve i Fläcksjön jämförelsevis låga (Figur 45). Detta skulle kunna vara en indikation på inflöde av kväve i sjön som ett resultat av branden, då totalt 14 % av sjöns relativt stora avrinningsområde brann ner.

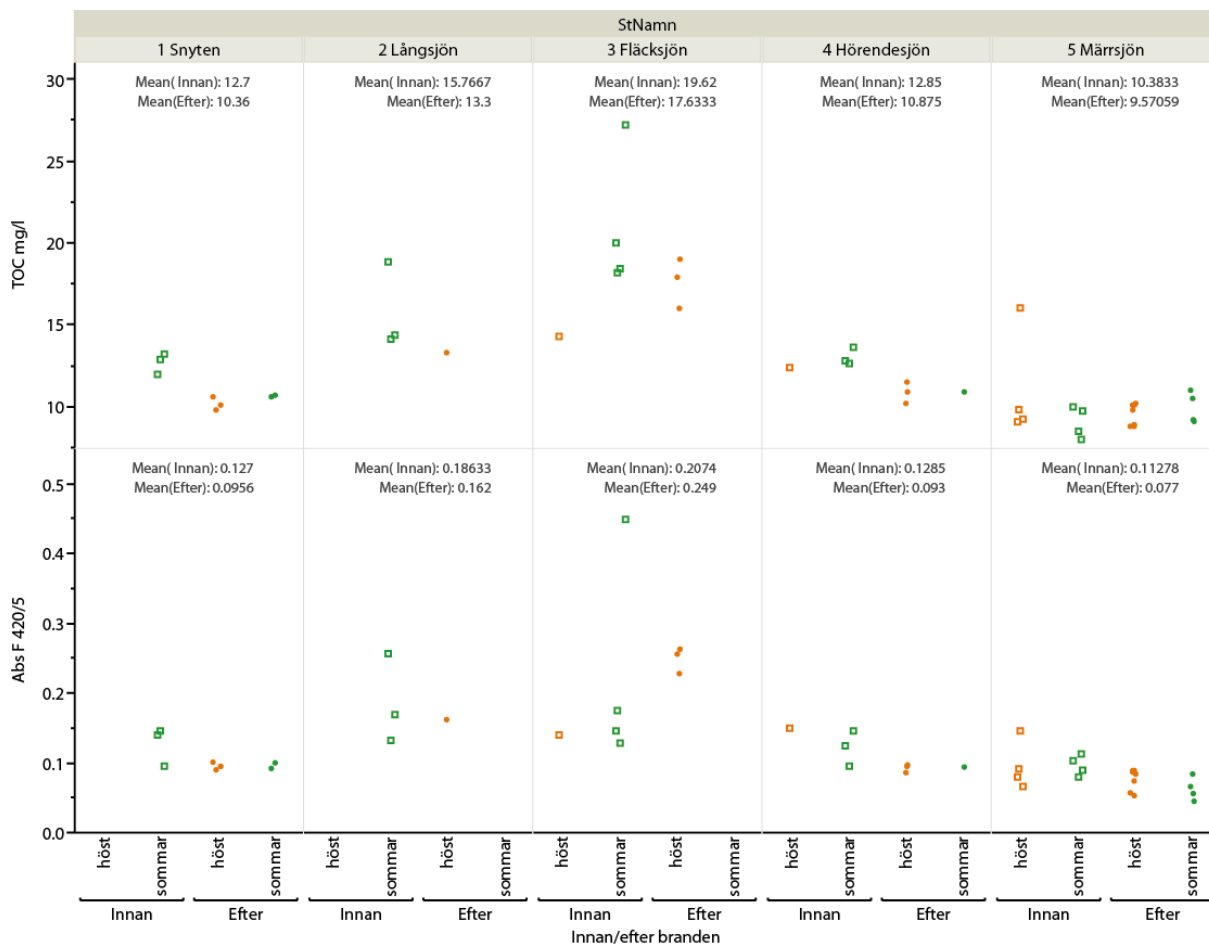


Figur 44: Fosfatfosfor, totalfosfor och kisel i de fem sjöar (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märrensjön) som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010-01-01-2014-07-30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014-07-31-2017-12-31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning.



Figur 45: Ammoniumkväve, summan nitrit+nitratkväve och totalt oorganiskt kväve i de fem sjöarna (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märrsjön) som undersöktes med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning.

Vattenfärgen (mätt som absorbans på filtrerat prov vid 420 nm) och totalt organiskt kol (TOC) är högst i Fläcksjön som är jordbrukspåverkad och lägst i Märrsjön som är en skogssjö (Figur 46). Det ser ut som att vattenfärgen är lägre i Snyten och Hörendesjön efter branden, liksom var fallet i Märrsjön.



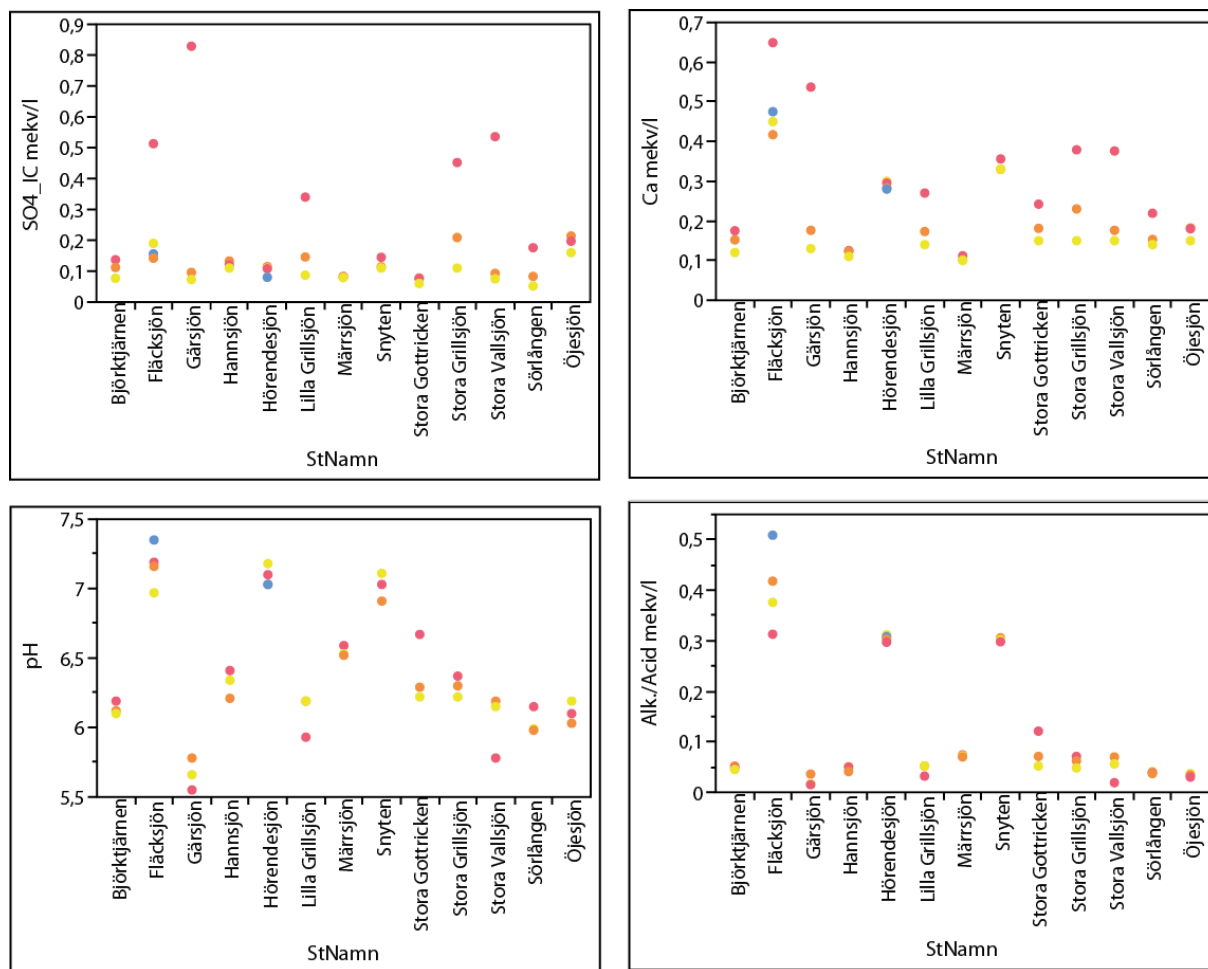
Figur 46: Absorbans och TOC i de sjöar som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning.

3.3.1.3 Omdrevssjöarna

De 13 sjöarna som provtogs i samband med den nationella provtagningen av omdrevssjöar hösten 2014, 2015 och 2016 har avrinningsområden som ligger helt eller delvis i brandområdet. Alla sjöar utom Fläcksjön, Hörendesjön och Snyten ligger i brandområdet och för dessa sjöar brann det i hela avrinningsområdet (Tabell 6). För Fläcksjön brann 14 % av avrinningsområdet, för Hörendesjön 17 % och för Snyten 3 %. Endast i Hörendesjön och Fläcksjön finns det data från höstprovtagningar innan branden.

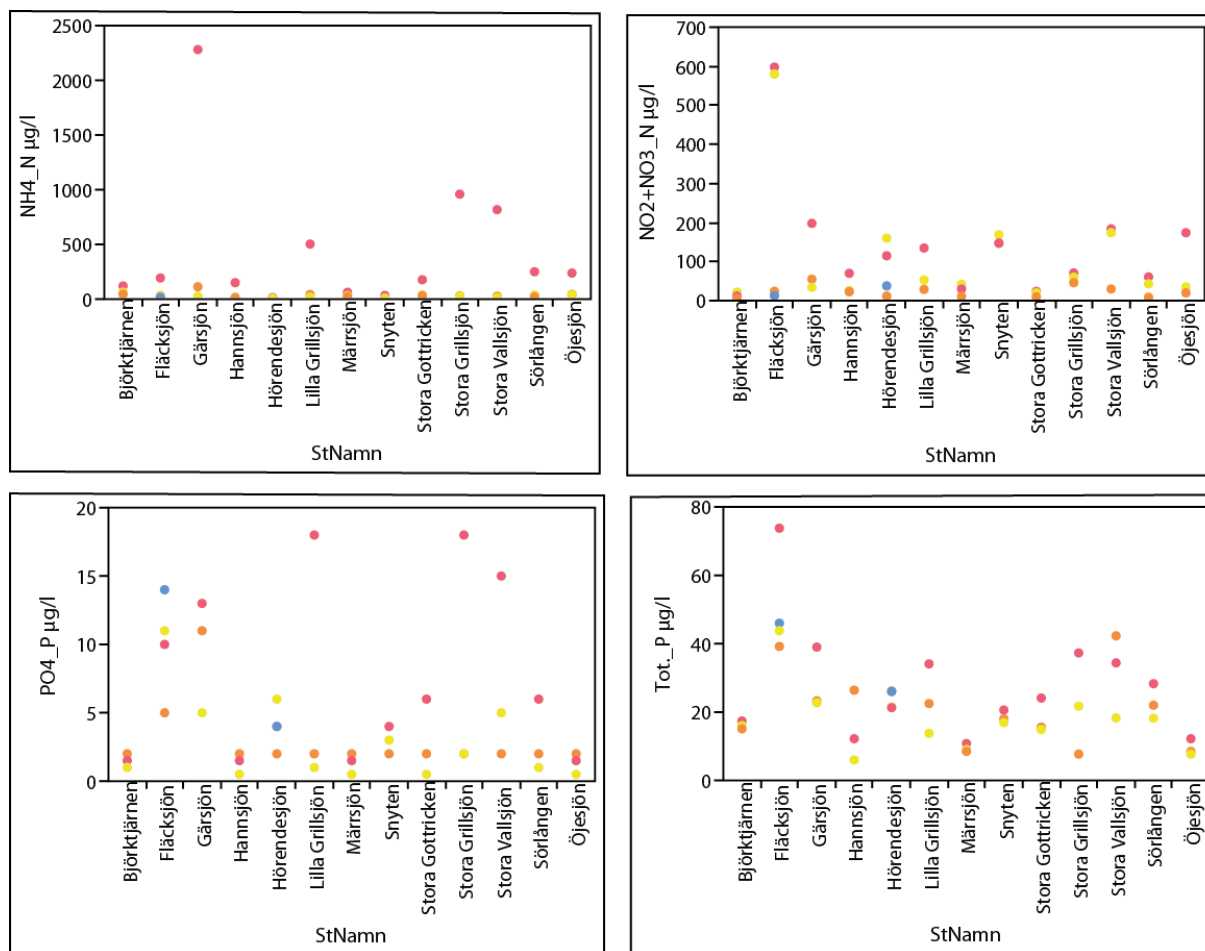
Vid höstprovtagningen av sjöarna var sulfathalten och kalciumhalten i Fläcksjön, Gärsjön, Lilla Grillsjön, Stora Grillsjön och Stora Vallsjön betydligt högre direkt efter branden hösten 2014 jämfört med hösten 2015 och 2016 (röda punkter Figur 47). Fläcksjön och Stora Vallsjön är mindre sjöar i området med jämförelsevis stora avrinningsområden och har följaktligen liksom Gärsjön korta omsättningstider (tabell A i bilaga 1). Gemensamt för Lilla Grillsjön, Stora Vallsjön och Gärsjön är även att de inte har några sjöar uppströms och att sjöarna därmed påverkas i större grad av omkringliggande bränd mark än av annat vatten.

Gärsjön är den sjö som har lägst pH av de tretton sjöarna (Figur 47). Fläcksjön, Hörendesjön och Snyten är de sjöar med högst pH och alkalinitet. Fläcksjön, Hörendesjön och Snyten har betydligt större avrinningsområden än övriga sjöar och har även jordbruksmark i avrinningsområdet vilket övriga sjöar saknar helt (bilaga 1) vilket kan förklara högre pH och alkalinitet.



Figur 47: Sulfat, kalcium, pH och alkalinitet (mekv/l) i de tretton undersökta sjöarna hösten 2014, 2015, 2016 och, i förekommande fall, före branden (2010.01.01-2014.07.30). 2014=röd, 2015=orange 2016=gul blå=före branden.

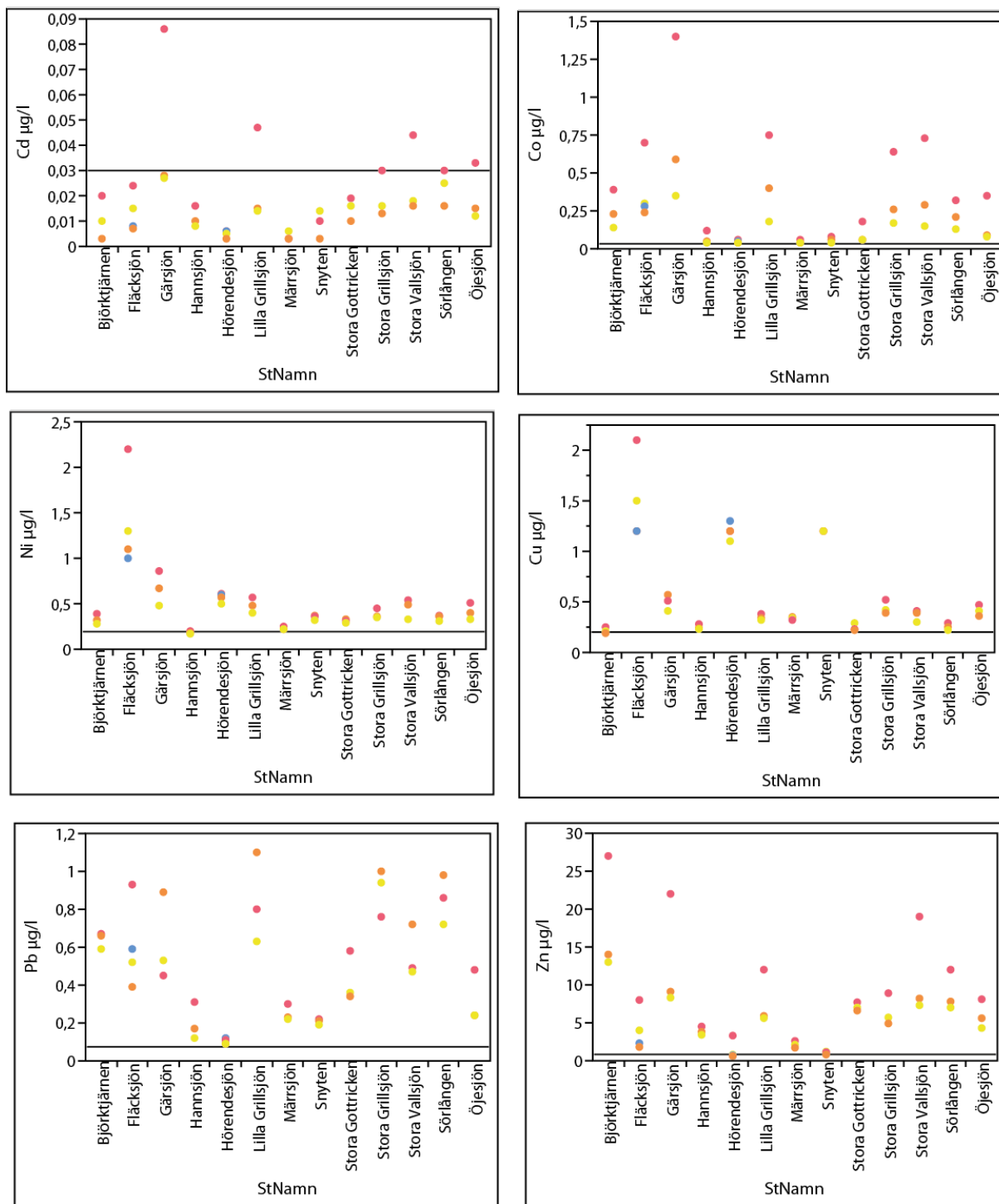
Branden ledde till näringsläckage och i Gärsjön, Lilla Grillsjön, Stora Grillsjön och Stora Vallsjön där betydligt högre ammoniumhalter erhöles vid höstprovtagningen 2014 (röda punkter Figur 48) jämfört med hösten 2015 (orange) och 2016 (gula). I Lilla Grillsjön, Stora Grillsjön och Stora Vallsjön var även fosfathalterna betydligt högre 2014 jämfört med 2015 och 2016. Lilla Grillsjöns och Stora Vallsjöns avrinningsområden består uteslutande av skog och hygge (bilaga 1). Fläcksjön är den sjö med mest jordbruksmark i avrinningsområdet vilket kan förklara varför högst halter av totalfosfor erhöles i den sjön. Fläcksjön har också varit den sjö där halterna av nitrit+nitrat varit högst under de studerade åren.



Figur 48: Ammonium, nitrit+nitrat, fosfat och totalfosfor i de tretton undersökta sjöarna hösten 2014, 2015, 2016 och, i förekommande fall, före branden (2010.01.01-2014.07.30). 2014=röd, 2015=orange 2016=gul blå=före branden.

I och med branden förväntades att urlakningen av metaller skulle öka i och med surstötarna efter branden. Kadmium, kobolt, nickel och zink ökade och var i de flesta sjöarna högre hösten 2014 direkt efter branden än hösten 2015 och hösten 2016 (Figur 49). Högst halter av kadmium och kobolt var det i Gärsjön, Lilla Grillsjön och Stora Vallsjön där även sulfathalterna antydde att surstöten var som kraftigast. Högst halter av nickel och koppar var det i Fläcksjön.

Metallhalterna kan jämföras mot framtagna 10-percentiler för omdrevssjöar i ekoregion 3 vilket skattats som bakgrundshalter i sjöar i ekoregion 3 (Köhler et al., 2016) linjerna i figur 47). Kobolt, nickel, koppar, bly och zink i sjöarna i brandområdet är liksom för de provtagna vattendragen högre än omdrevssjöarnas 10-percentilvärden. Sjöarna i brandområdet ligger dock i en region där det historiskt sätt förekommit gruvverksamhet och det förväntas högre halter av tungmetaller i detta område. De uppmätta halterna anses dock inte vara extremt höga eller utgöra någon fara för miljön.



Figur 49: Spårmetallkoncentrationer i alla undersökta sjöar hösten 2014, 2015, 2016 och, i förekommande fall, före branden (2010.01.01-2014.07.30). 2014=röd, 2015=orange 2016=gul före branden=blå. Blå linje visar den skattade bakgrundshalten i sjöar i ekoregion 3 (framtaget 10-percentilvärde för omdrevssjöar i region 3 (Köhler m.fl., 2016)).

3.3.2 Växtplankton i fem sjöar med olika brandpåverkan

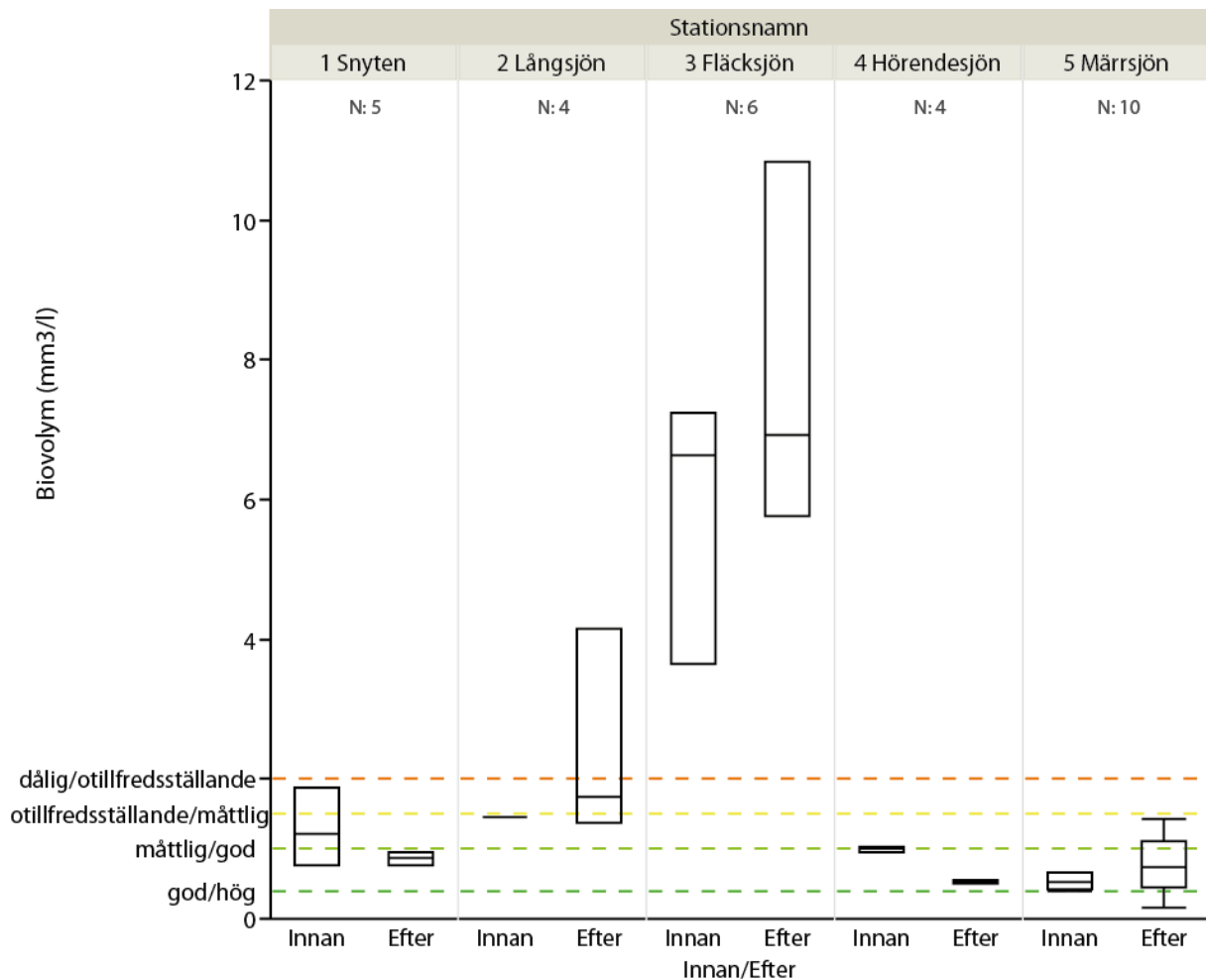
Brandens effekt på växtplankton i sjöarna i korthet

- Biovolymen växtplankton och TPI, parametrar som visar på näringspåverkan, i Märresjön indikerar att branden kortsiktigt kan ha haft en negativ påverkan på den ekologiska statusen i sjön med avseende på växtplankton.
- För att med säkerhet slå fast ett samband mellan brand och växtplankton hade dock en tätare provtagning av växtplankton med minst månatliga provtagningar behövt både innan och efter branden.
- Med en fortsatt provtagning av växtplankton i Märresjön så finns det möjlighet att undersöka brandens mer långsiktiga inverkan på sjöns växtplanktonssammansättning. Vilka effekter kommer en möjlig ökad ljusinstrålning (minskad absorbans, minskad skuggning från strandvegetationen) och minskat inflöde av näringsämnen från det avbrända avrinningsområdet att resultera i?

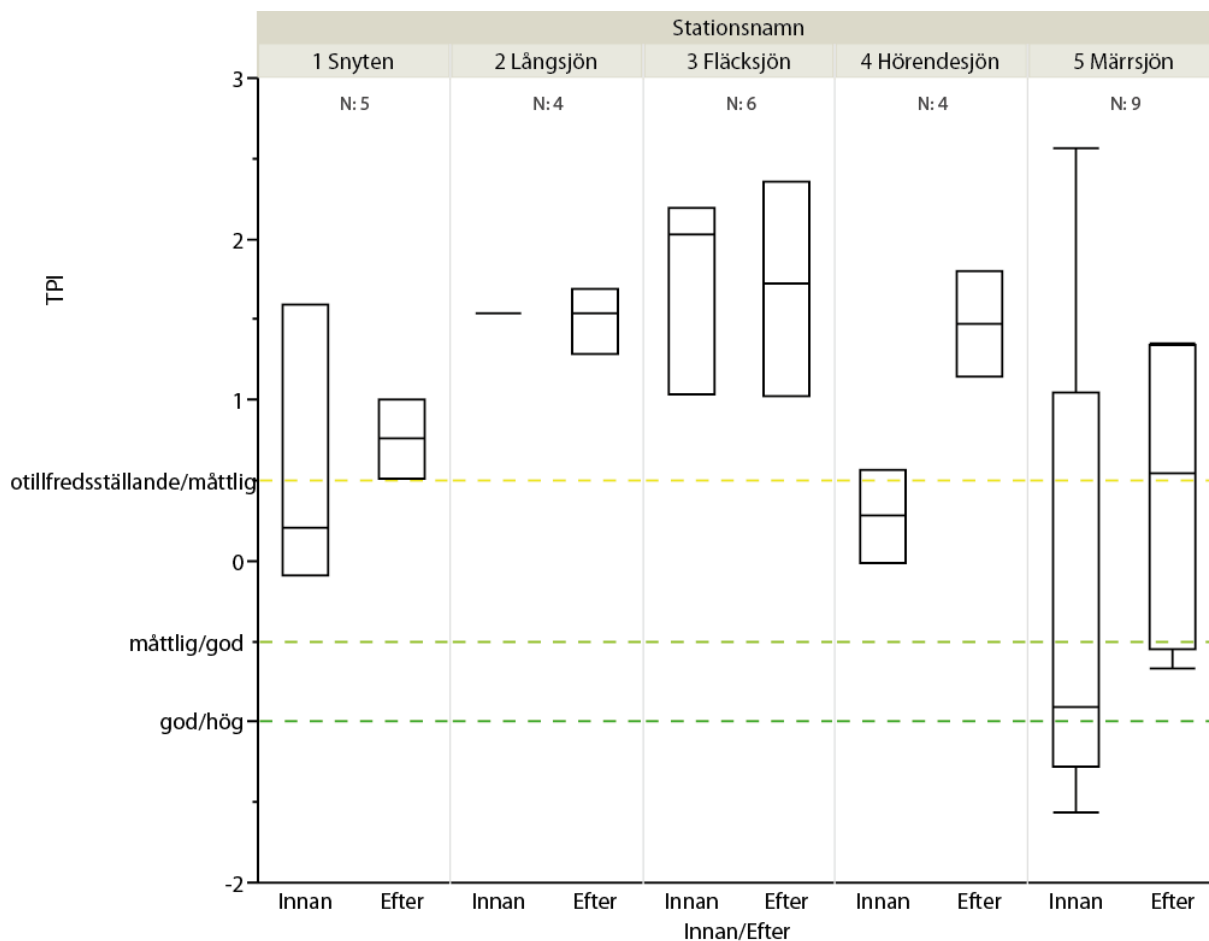
Fläcksjön är den sjö provtagen med avseende på växtplankton vars avrinningsområde har högst andel jordbruksmark (bilaga 1). Sjön uppvisar också högst biovolym växtplankton och TPI av de utvärderade sjöarna (Figur 50, Figur 51). För Fläcksjön indikerar biovolymen dålig ekologisk status för samtliga provtagningar både före och efter branden medan TPI indikerar otillfredsställande status för alla provtagningar. Biovolymen växtplankton förefaller vara högre i Fläcksjön efter branden än före branden men skillnaden är inte statistiskt signifikant (envägs t-test, p_{biovolym} 0.17). I samtliga sjöar indikerar TPI-index otillfredsställande status för någon provtagning både före och efter branden. Klassgränser för humösa sjöar i Norrland används i rapporten. Hade klassgränserna för humösa sjöar i södra Sverige istället använts så hade bilden sett något annorlunda ut, då hade TPI som sämst indikerat måttlig ekologisk status i Snyten, Långsjön och Hörendesjön före och efter branden. Brandområdet är lokaliserat i södra Sverige nära gränsen till Norrland (*limes norrlandicus*) men de undersökta sjöarna liknar norrlandssjöar och har tidigare också klassificerats som sådana (Medins biologi, opublicerade data) därför används klassgränserna för norrlandssjöar här.

För Märresjön, som är den sjö där brandpåverkan i avrinningsområdet varit som störst (100 % bränt) varierar indexvärdet för TPI mellan hög-otillfredsställande status för provtagningarna innan branden och mellan god-otillfredsställande status för provtagningarna efter branden. Det föreligger ingen statistiskt signifikant skillnad mellan medelvärdet för TPI innan branden jämfört med medelvärdet efter branden. Vid provtagningar före branden indikerar biovolymen god ekologisk status i Märresjön medan biovolymen varierar mellan god-otillfredsställande ekologisk status för provtagningarna efter branden. Medelvärdet för biovolymen för provtagningarna efter branden är signifikant högre än medelvärdet för provtagningarna före branden (envägs t-test, p_{biovolym} 0.03). Medelvärde biovolym efter branden: 0.91, medelvärde biovolym före branden: 0.54. Sammantaget så skulle detta kunna vara tecken på ett negativt

inflytande av branden på den ekologiska statusen i Märrsjön med avseende på växtplankton för de parametrar som indikerar näringspåverkan. Biovolym och sammansättningen av växtplankton kan dock variera mycket från provtagningstillfälle till provtagningstillfälle och från år till år av naturliga faktorer som väderlek. Därför är det svårt att med säkerhet uttala sig om den variation som uppträder i Märrsjön och de övriga provtagna sjöarna kan tillskrivas branden eller har andra orsaker. Näringsförhållanden och ljusförhållanden (påverkas bl. a. av vattnets absorptions) är viktiga parametrar som påverkar växtplanktonsamhällets sammansättning och tillväxt. Signifikanta skillnader kunde påvisas i Märrsjön för vissa näringsämnen före jämfört med efter branden men bilden var splittrad. Kiselkoncentrationen var lägre efter branden, men inte så mycket, och ammonium och oorganiskt kväve uppvisade ingen signifikant minskning eller ökning. Totalfosfor var högre efter branden och absorptionsen var lägre. Det är därför svårt att uttala sig om brandens påverkan på växtplanktonsammansättningen på kort sikt i Märrsjön och de andra provtagna sjöarna med någon större säkerhet, en tätare provtagning där planktonsamhällets naturliga succession under året kunnat följas med flera provtagningar under sommaren under flera år hade behövts göras, som i Stensjön innan och efter branden i Tyresta (NV 2006). Däremot finns möjligheten att med fortsatt övervakning av växtplankton i Märrsjön följa hur växtplanktonsammansättningen påverkas på lång sikt i ett av brand utarmat avrinningsområde och detta är särskilt Märrsjöns växtplanktondata en bra start för.



Figur 50: Biovolym växtplankton i de sjöar som undersökts i anslutning till brandområdet. Uppdelat på innan och efter branden, dvs. prover från 2010.01.01-2014.07.30 vs. prover från 2014.07.31-2017.12.31. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Alla sjöarna är provtagna på sommaren i augusti. Streckade linjer visar klassgränser för ekologisk status, beräknade för humösa sjöar i Norrland.



Figur 51: TPI i de sjöar som undersökts i anslutning till brandområdet. Uppdelat på innan och efter branden, dvs. prover från 2010.01.01-2014.07.30 vs. prover från 2014.07.31-2017.12.31. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Alla sjöarna är provtagna på sommaren i augusti. Streckade linjer visar klassgränser för ekologisk status, beräknade för klara och humösa sjöar i Norrland.

4 Syntes



Till vänster stubbe i Gärsjöbäckens avrinningsområde under första vinterprovtagning (mars 2015) och till höger en annan stubbe två år efter branden (augusti 2016) inom Märresjöns avrinningsområde. Många olika växter med bra spridningsförmåga etablerade sig snabbt på den blottlagda jorden. Foto: S. Köhler.

4.1 Övergripande resultat från den kemiska och biologiska övervakningen inom brandområdet

- För de flesta kemiska parametrar kunde stora förändringar i rinnande vatten mätas direkt efter branden. Eftersom mätningarna kom igång fort fångades de flesta extremvärdena i de utvalda områdena. För de områden där det fanns uppströms liggande sjöar (Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken) visade de första värdena nästan opåverkade halter som visar på hur sjöarna fördröjde effekten av branden på vattenkvaliteten.
-
- Resultaten tydde på att många sjöars vattenkemi var nästan helt opåverkad av branden de första månaderna efter branden. Vattnet i sjöarna representerade de kemiska förhållandena innan branden. Sjöarnas kemi påverkades mycket mindre än bäckarna och signalen fördröjdes flera månader. Trots att området kring Märresjön var mycket påverkat påverkades Märresjöns vattenkemi mycket lite.
 - I rinnande vatten, och efterhand även i sjöarna, observerades en snabb urlakning av ämnen både från markens ytskikt. Det observerades en snabbt avklingande topp av sulfat och kalcium de första månaderna efter branden. Även andra ämnen som natrium, klorid, magnesium och kalium visade kraftigt förhöjda värden.



- Hela brandområdet avvattnar dikade våtmarker och har därför *naturligt höga humushalter* i både sjöar och vattendrag (löst organiskt kol > 20 mg/l). Strax efter branden observerades *en nedgång av löst organiskt kol* och vattnets färg i vattendrag i samband med att SO₄ ökade. Det är känt från tidigare studier att lösligheten av humus i marken sjunker vid stigande jonstyrka och sjunkande pH. Än så länge så tyder tidsserierna inte på att detta skulle vara en långvarig effekt och att humushalterna nästan återgått till de halter som observerades innan branden..



Vallsjöbäcken
Foto: S. Köhler

- Brandens effekt på vattnets surhet var mycket mindre än förväntat. Efter en skogsbrand kan pH-värdet både öka på grund av tillförsel av basisk aska eller sjunka på grund av tillförsel av försurande ämnen och på grund av förhöjd salthalt i vatten. De flesta bäckar visade en stark initial sänkning av pH och buffringsförmågan medan sjöarna kunde stå emot pga. av de stora utspädningseffekterna. Gärsjöbäcken visar även på en kort alkalisering. Märrsjöns surhet var nästan opåverkad.
- Eftersom det inte förkom stora surstötter resulterade branden till *förhållandevis små förändringar av metallhalter*. Beräkningarna visar däremot på en ökning av oorganiskt aluminium över halter (> 50 ppb) som anses vara toxiska för vissa arter.
- Både fosfor och kväve frigörs från mark och växter under branden. Den avgår antingen till luften eller så blir den kvar i marken beroende på brandhårdhet. När vegetationen försvann skedde inget initialt upptag eller mikrobiella processer vilket ledde till näringsläckage. Vi såg tydliga toppar av ammonium som klingade av och ersattes av nitrit och nitrat som inte klingade av lika fort. Det observerades även en fosfat topp i början som dock avklingade mycket snabbt. *Urlakningen av N och P minskade i takt med att den lättlösliga polen minskade samt återetableringen av vegetation.*
- Diversiteten för både bottenfauna och kiselalger var lägst direkt efter branden (hösten 2014) i brandområdesbäckarna, samma sak kan sägas för ett flertal miljökvalitetsindex. *Branden hade dock ingen katastrofal inverkan på diversiteten* hos bottenfauna och bentiska kiselalger i brandområdesbäckarna provtagna strax utanför brandområdet.



- Åren efter branden (2015 och 2016) steg diversitets- och miljö kvalitetsindex i brandområdesbäckarna och närmade sig i flera fall de nivåer som observerades i referensbäckarna.
- Återhämtningen av organismsamhällena skedde främst i bäckar som påverkades minst och som troligen redan innan branden hade högst miljö kvalitetsindex då deras andel myrmark var relativt låg. Bäckar i myrrika områden har ofta relativt lågt pH och höga DOC-nivåer och uppvisar periodvis höga ammoniumkoncentrationer).
- Det framkom *inga tecken på en stark effekt av branden på ekosystemfunktionen* i de studerade bäckarna. De undersökta funktionerna (nedbrytning och alg tillväxt) stod väl emot fluktuationerna i diversitet som uppträdde under tiden efter branden. Detta kan bero på att toleranta arter troligtvis tog över dessa funktioner.



- Ökad Biovolymen växtplankton och TPI i Märssjön indikerar att branden kan ha haft en negativ påverkan på den ekologiska statusen i sjön med avseende på växtplankton de tre åren närmast efter branden. Som väntad effekten störst 2014 och 2015 men biomassan allra högst under 2017 vilket tyder på att den höga biomassan 2017 snarare är väderberoende.
- För att med säkerhet slå fast ett sådant orsakssamband så hade dock en tätare provtagning av växtplankton behövt genomföras i sjön.



Omkullvält skylt i området Märssjön. Photo S. Köhler

4.2 Utvärdering av utförandet, provtagningsprogram och analysmetoderna



Provtagning av fastsittande diatomer i Myckelmossbäckens avrinningsområde under provtagningen augusti 2016.

- Projektet om de kemiska och biologiska effekterna på branden i Västmanlands län 2014 kom igång snabbt eftersom vi hade ett väl etablerat nätverk och existerande kommunikationsvägar mellan olika avnämare (Havs – och vattenmyndigheten och Västmanlands länsstyrelse). Lokala kontakter inne i brandområdet, snabb återkoppling och ett effektivt samarbete underlättade arbetet.



- Snabbt efter överenskommelsen med HaV etablerades ett större antal provplatser, både för rinnande vatten och sjöarna inom och strax utanför det branddrabbade området. Provpplatserna var lämpliga för att följa förändringar i vattenkvalitet i avrinningen från brandområdet. Undantaget var Gärsjöbäcken där vi av brandsäkerhetsskäl fick ha provpunkt och sensor några hundra meter nedströms brandområdet. Detta gav ett litet tillskott av partiklar från en leråker, vilket ledde till att vi senare flyttade punkten uppströms till den punkt som även är ordinarie provplats inom miljöövervakningen. Parallellkörningar visade att andra parametrar inte påverkades. För att kunna provta i Märssjön när släckningsarbetet fortfarande pågick fick vi hjälp av räddningstjänsten med eskort fram till provplatsen som ligger inne i brandområdet.



Brandkåren eskorterar provtagare till provplatsen Märresjön i augusti 2014. Foto S. Drakare

- Tidsserier från den existerande miljöövervakningen av provplatserna Gärsjöbäcken och Märresjön, samt Bjurbäcken, var värdefulla för utvärderingen av effekterna av branden. Detta är ett i raden av exempel tillsammans med t.ex. stormen Gudrun som drabbade det intensiva miljöövervakningsområdet Aneboda (Integrerad Monitoring), där tillgång till långa tidsserier av miljöövervakningsdata har varit mycket värdefullt för att studera effekterna av en katastrof-händelse. Analys av laddningsbalansen antyder att precisionen av de kemiska data (främst bestämning av alkalinitet, sulfat och pH) för områdena Gärsjöbäcken och Märresjön var dock inte tillräckligt bra för att kunna använda dataserien fullt ut. Vi föreslår därför att analyskvalitén i miljöövervakningsprogrammet anpassas till halterna i vattnet och de frågeställningar som resultaten ska användas till.
- Tillgång till flygbilder var en stor tillgång i arbetet. Även här har den kontinuerliga miljöövervakningen varit mycket värdefull. Utvärderingen av färg och infraröd bilderna från före och efter branden har lett till en mycket bättre förståelse för brandens utbredning, ämnens spridning (främst kväve) och brandkänsligheten (dikade våtmarker).



Ortofoto från lantmäteriet (3600m flyghöjd och 25cm upplösning) av områden runt Märresjön innan (vänster) och efter (till höger) branden.

- Det är svårt att avgöra vilka effekter den storskaliga avverkningen hade jämfört med branden utan ytterligare dataunderlag. Det är känt från tidigare undersökningar att avverkningen av träd kan påverka vattenkemin påtagligt. Syftet med denna undersökning var dock ej att undersöka dessa effekter.



- Det fanns inget ekonomiskt utrymme för analyser av toxiska ämnen som oorganiskt aluminium, kvicksilver och PAH. Istället beräknades förekomst av oorganiskt aluminium med hjälp av en existerande räkne modell. De beräknade värdena antyder att halten oorganiskt aluminium låg långt över 50 µg/l både i referensområden och inom brandområden under ett par tillfällen vilket kan anses som toxiska nivåer.
- Projektet har även haft nytta av att kunna utvidga det nationella miljöövervakningsprogrammet Omdrev i sjöar. Under tre år kunde ett antal sjöar inom brandområdet följas upp till en relativt liten kostnad.
- Brandområdet har en speciell landskapskaraktär för den delen av landet. Urval av närliggande kemiska och biologiska referensområden var därför problematiskt.
- Under brandprojektet använde vi oss av sensorer för att få en högre tidsupplösning av de viktigaste parametrarna (pH, ledningsförmåga, turbiditet, temperatur och humushalt). Instrumenten fungerade bra och gav värdefull ny kunskap. Kontinuerliga data för turbiditet gav en mycket tydligare bild av förändringar i rinnande vatten än vanliga provtagningar. Användning av sensorer i detta projekt gav även spinoff till andra projekt så att institutionen nu har minst fyra projekt där liknande eller samma typ av sensorer används med framgång.



4.3 Rekommendationer för framtiden



Foto: Vallsjöbäcken provtagning vid höglöde mars 2015

- Den pågående miljöövervakningen i Gärsjöbäcken och Märresjön kan användas för att följa upp de mer långsiktiga effekterna av branden. Här borde programmet utvidgas med ett antal parametrar så som absorbans 254 nm, absorbans 365 nm, järn och aluminium. Finns det ytterligare utrymme för undersökningar så bör även Vallsjöbäcken ingå i miljöövervakningen. Här har SMHI återinstallerat en pegel för kontinuerlig mätning av vattennivån. Området kalibrerades före och efter branden och dessa mätningar kan därför ge kunskap om hur avrinningsområdets hydrologi förändras efter en brand och även användas för att beräkna ämnestransport.
- Fortsatt övervakning av bottenfauna och kiselalger i bäckarna skulle möjliggöra ett test huruvida den ökning i diversitet och ekologisk status som observerades i flera utav bäckarna 2015-2016 är bestående, eller om mer långsiktig påverkan på det akvatiska ekosystemet från branden (t.ex. från förändrade hydrologiska förhållanden, annan vegetation, och ökad solinstrålning i det brända området) börjar få återverkningar på organismsamhällena längre nedströms.
- Med en fortsatt provtagning av växtplankton i Märresjön så finns det möjlighet att undersöka brandens mer långsiktiga inverkan på sjöns växtplanktonsammanställning. Kommer sjön fortsatt uppvisa sänkta absorbansnivåer (och därmed ökad ljusinstrålning) och vilka effekter har detta, tillsammans minskad skuggning från strandvegetationen, på sjöns växtplanktonsamhälle och ekologiska status? Kommer ett minskat inflöde av näringsämnen från avbränt avrinningsområde balansera effekten av ökad ljusinstrålning? Detta är några frågor som en fortsatt övervakning av växtplankton i Märresjön kan svara på.
- Systematiskt "Vattendragsbränning" där delar av den strandnära zonen bränns med uppföljning både före och efter bränningen; ett angreppssätt motsvarande vid hyggesbränning. En sådan studie borde genomföras för att kunna avgöra om de här hittade resultaten beror på skillnader mellan lokalerna som redan fanns före branden eller om förändringarna orsakades av branden.
- Användning av sensorer föll väl ut och vi kan rekommendera att dessa används i fler projekt där tätare provtagningen är önskvärt eller där snabba responser av åtgärder ska följas upp.
- Projektet kom till stånd tack vare att forskare och myndigheter agerade mycket snabbt, inledningsvis oberoende av varandra, men följt av ett nära samarbete. Det är inte säkert att de olika

nödvändiga aktörerna kommer reagera lika snabbt vid alla extrema händelser. Vi föreslår därför att det *inrättas en fond som kan finansiera sådana provtagningar* och att utförare av provtagning och analys tar fram planer för hur man ska *följa upp effekten av olika typer av extrema händelser*. Med tanke på att klimatförändringarna förväntas öka förekomsten och omfattningen av extrema väderhändelser är det särskilt viktigt att vi lär oss hur dessa påverkar vattenkvaliteten för att kunna förebygga de allvarligaste skadliga effekterna från dessa.

Referenser

- Armitage, P.D., Moss, D. Wright, J.F. & M.T. Furse. (1983) The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Research* **17**: 333–347.
- Dahl, J. & Johnson, R.K. (2004) A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv fur Hydrobiologie*, **160**, 487-513.
- Eriksson H. (2002) Vattenkemiska effekter av skogsbrand och brandsläckning – Tyresta Nationalpark, Stockholm, Sverige. Examensarbete ITM Stockholm.
- Johnson, R.K. & Goedkoop, W. (2007) Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdocument. Rapport 2007:4.
- Gjerløv, C. and Richardson, J. S. (2004) Patchy resources in a heterogenous environment: effects of leaf litter and forest cover on colonisation patterns of invertebrates in a British Columbian stream. *Archiv Fur Hydrobiologie* **161**: 307-327.
- Göthe, E., Angeler, D. G. and Sandin, L. (2013) Metacommunity structure in a small boreal stream network. *Journal of Animal Ecology* **82**: 449-458.
- Frainer, A. and McKie, B. G. (2015) Shifts in the Diversity and Composition of Consumer Traits Constrain the Effects of Land Use on Stream Ecosystem Functioning. *Advances in Ecological Research* **52**: 169-200
- Flannigan, M., Stocks, B., Turetsky, M. and Wotton, M. 2009. Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Global Change Biology* **15**, 549–560
- Frainer, A., Polvi, L. E., Jansson, R. and McKie, B. G. (2018) Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. *Journal of Applied Ecology* **55**: 377-385
- Johansson, D. (2016) Analys och modellering av effekter på förändrad vattenföring i brandskadad och avverkad skog. Sveriges Lantbruksuniversitet, Examensarbete inom Programmet Miljö- och Vattenteknik
- Kahlert, M., Andrén, C. & Jarlman, A., 2007. Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag. Rapport 2007:23. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Lantbruksuniversitet
- Kahlert, M. and McKie, B. G. (2014) Comparing new and conventional methods to estimate benthic algal biomass and composition in freshwaters. *Environmental Science: Processes & Impacts* **16**: 2627-2634
- Kelly, M. G. and Whitton, B. A. (1995) The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**: 433-444
- Kiffney, P. M., Richardson, J. S. and Bull, J. P. (2003) Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied Ecology* **40**: 1060-1076.
- Köhler, Stephan and Andrén, Cecilia (2014). Analys och riskbedömning för kemiska variabler som styr oorganiskt aluminium i ytvatten. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö; Rapport 2014:13
- Köhler, S., Fölster, J., Landahl, A., McKie, B. (2015) Skogsbranden i Västmanland 2014-Utvärdering av effekter på vattenkvalitet och vattenlevande organismer i och runt brandområdet. Avrapportering av resultat för perioden höst 2014 – vår 2015. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö;

- Köhler, S., Klavzar, A., Wallman, K., Huser, B. (2016) Utvärdering av delprogrammet metaller inom miljöövervakning av sjöar. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö; Rapport 2016:8
- Köhler, S., Wallman, K., McKie, B. (2017) Skogsbranden i Västmanland 2014-Utvärdering av effekter på vattenkvalitet och vattenlevande organismer i och runt brandområdet. Avrapportering av resultat för perioden höst 2014 – vår 2017. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö;
- Landahl, A. (2015) Kemiska och fysiska effekter i ytvatten efter skogsbranden i Västmanland. Uppsala universitet Examensarbete inom Programmet Miljö- och Vattenteknik. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-258482>
- Lydersen, E., Høgberget, R., Moreno, C. E., Garmo, Ø. A. and Hagen, P.C. (2014) The effects of wildfire on the water chemistry of dilute, acidic lakes in southern Norway. *Biogeochemistry* 119:109–124
- McNeice, W. (2015) Monitoring dissolved organic carbon in Swedish forest streams after wildfire. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). Independent Masters degree project Aquatic Sciences and assessment.
- McKie, B. G. L. and Cranston, P. S. (2001) Colonisation of experimentally immersed wood in south eastern Australia: responses of feeding groups to changes in riparian vegetation. *Hydrobiologia* 452: 1-14
- McKie, B. G. and Malmqvist, B. (2009) Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biology* 54: 2086-2100.
- Minshall, G.W. (2003) Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire. *Forest Ecology and Management*, 178, 155-161.
- Minshall, G.W., Robinson, C.T. & Lawrence, D.E. (1997) Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 2509-2525.
- Minshall, G.W., Robinson, C.T., Lawrence, D.E., Andrews, D.A. & Brock, J.T. (2001) Benthic macroinvertebrate assemblages in five central Idaho (USA) streams over a 10-year period following disturbance by wildfire. *International Journal of Wildland Fire*, 10, 201-213.
- Naturvårdsverket (2006). Branden i Tyresta 1999. Dokumentation av effekterna. Naturvårdsverket. ISBN: 91-620-5604-2
- Naturvårdsverket (2007). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon: En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp*. Stockholm, Naturvårdsverket.
- RCoreTeam (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Petrin, Z., McKie, B. G., Buffam, I., Laudon, H. and Malmqvist, B. (2007) Landscape-controlled chemistry variation affects communities and ecosystem function in headwater streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 1563-1572
- Rinne, J.N. (1996) Management Briefs: Short-Term Effects of Wildfire on Fishes and Aquatic Macroinvertebrates in the Southwestern United States. *North American Journal of Fisheries Management*, 16, 653-658.
- Shaw, E. (1994) *Hydrology in practice* 3rd ed. London ; New York : Chapman & Hall, 1994 xvi, 569 p

- Smith H.G, Sheridan G.J. Lane P.N.J. Nyman P. and Haydon S. (2011) Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *J. of Hydrology* 396:170-192
- Sponseller, R. A., Blackburn, M., Nilsson, M. B. and Laudon, H. (2017) Headwater mires constitute a major source of Nitrogen (N) to surface waters in the Boreal landscape. *Ecosystems* 31: 31-44
- Stephens, S.L., Meixner, T., Poth, M., McGurk, B. and Payne, D. (2004) Prescribed fire, soils and stream water chemistry in a watershed in the Lake Tahoe Basin, California. *International Journal of Wildland fire* 13 27-35
- Stone, M. K. and Wallace, J. B. (1998) Long-term recovery of a mountain stream from clearcut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* 39: 151-169.
- Truchy, A., Angeler, D. G., Sponseller, R. A., Johnson, R. K. and McKie, B. G. (2015). "Linking Biodiversity, Ecosystem Functioning and Services, and Ecological Resilience: Towards an Integrative Framework for Improved Management." *Advances in Ecological Research* 53: 55-96
- Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B. G., Tiegs, S. D., Cariss, H., Dobson, M., Eloisegi, A., Ferreira, V., Graca, M. A. S., Fleituch, T., Lacoursiere, J. O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L. B. M. and Chauvet, E. (2012) Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. *Science* 336: 1438-1440.
- Zelinka, M & P. Marvan. (1961) Zur präzisierung der biologischen klassifikation der reinheit fließender gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407.

Figur 1: Karta över brandens förlopp och utbredning (SGU)	10
Figur 2. Sjöar (●) och vattendrag (●) inom brandområdet som ingått i provtagningsprogrammet vattenkemi (källa: Länsstyrelsen i Västmanlands län). Den röda linjen visar avspärrat område efter branden och den gula linjen brandgränsen. Svartån, Svanå och referensen Solltorpsbäcken ligger söder om kartan. Referensen Säckenbäcken ligger väster om kartan. För Gärsjöbäcken finns det två provplatser, den initiala som användes innan skogsvägen öppnades och den slutgiltiga. Källmossbäcken analyserades bara för biologiska parametrar och beskrivs lite längre ner.....	12
Figur 3: Sjöarna som undersökts i projektet, deras respektive avrinningsområden och positioner i förhållande till brandområdet.	18
Figur 4: Karta över bäckar som inkluderats i analyserna (se också Tabell 1). Den röda linjen markerar brandens utbredning. Brandbäckarnas avrinningsområden (blå områden med grå kantlinje) visas också i kartan.....	20
Figur 5: Hypotetiska exempel: Tre kontrasterande scenarier för effekten av (A) provtagningsår, (B) skogsbrandens påverkan och (C) interaktionen emellan provtagningsår och skogsbrandens påverkan på antalet arter av en hypotetisk organismgrupp. X-axeln visar variation i vattenkvaliteten (pH, näringsämnen, m.m) efter branden och är första axeln från en PCA (PC-1). Y-axeln visar antalet arter och de olika färgerna på linjerna indikerar de tre provtagningsåren.	24
Figur 6: Nederbördsmängd respektive månadsmedellufttemperatur vid Avesta väderstation 2014 tom maj 2017 (källa SMHI). Den röda vertikala linjen markerar tidpunkten för brandens start (31 juli 2014).....	25
Figur 7: Månadsmedelvattenföring i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken 20140101 tom 20170830 (källa SMHI S-hype modellering). Den röda vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).	25
Figur 8: $Q_{uppmätt}$ är de flöden som är uppmätta i fält och $Q_{beräknad}$ är de flöden som erhöles efter att ovanstående ekvation anpassades till de uppmätta flödena i Vallsjöbäcken. (Johansson 2016).....	26
Figur 9: Jämförelse mellan beräknade flöden baserade på tryckgivardata samt S-Hype beräknade flöden i området Gärsjöbäcken.....	26
Figur 10: Flödet (registrerat) i Vallsjöbäcken registrerat med tryckgivare och omräknat till flöde samt värden från S-HYPE för den kalibrerad och omkalibrerade omsättningen [m^3/s]. (Johansson, R 2016)	27
Figur 11: Brandområdets avrinningsområden med validerad klassning av markslag och brandpåverkan uppdelad i fyra olika typer av markanvändning (skogsbeklädd torv, hygge, skogsmark och öppen torvmark). (Från Landahl, 2015). Se även bilaga 5.....	28
Figur 12: Tidsserie av uppmätta sulfatvärden (SO_4 , mekv/l) samt för kalcium (Ca, mekv/l) efter branden i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken, Svartån Svanå och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31).....	30
Figur 13: Beräknad ANC efter branden i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31). $ANC=2[Ca^{2+}] + 2[Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+] + [NH_4^+] - 2[SO_4^{2-}] - [Cl^-] - [NO_3^-] - [F^-]$	30
Figur 14: Tidserie sulfathalten i Gärsjöbäcken 2008-01-01 tom 2017-06-30. Den svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för branden (31 juli 2014). Sulfathalten var under flera år lägre än rapporteringsgränsen 2010-2013. I figuren är dessa värden satta som halva rapporteringsvärdet.....	31
Figur 15: pH, alkalinitet, sulfat, ANC, fluorid och kalcium i den synoptiska provtagningen av vattendrag efter branden. Övriga ingående parametrar som ingår i ANC redovisas i bilaga 2. Säckenbäcken och Solltorpsbäcken är referenser som ligger utanför brandområdet. 2014=röd, 2015=orange 2016=gul 2017=grön.....	32

Figur 16: Alkalinitet/aciditet och pH efter branden i Gärsjöbäcken, Myckelmossbäcken och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31).	33
Figur 17: Lång tidserie för pH och alkalinitet i Gärsjöbäcken 2008-01-01 tom 2017-06-30. Den svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstart (31 juli 2014). Innan januari 2014 analyserades inte aciditet utan enbart alkalinitet.	33
Figur 18: Konduktivitet mätt med sensor (-) samt pH mätt med sensor (-) jämfört med uppmätt pH (○) i Myckelmossbäcken. Det övre diagrammet visar data från hösten 2014 och det nedre diagrammet data från 2015.	34
Figur 19: Modellerat pH mot uppmätt pH för Gärsjöbäcken (●) , Ladängsbäcken (●), Vallsjöbäcken (●), Märresjöbäcken (●) Myckelmossbäcken (●) och referenserna Solltorpsbäcken, Sågbäcken och Säckenbäcken (●).....	34
Figur 20: Tidsserie av ammoniumkväve och summan nitrit+nitratkväve efter branden i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken (2014-08-01 tom 2017-12-31).....	35
Figur 21: Tidserie ammoniumkväve och summan nitrit+nitratkväve i Gärsjöbäcken 2008-01-01 tom 2017-06-30. Den svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).	36
Figur 22: Ammoniumhalten den 22:e september 2014 mot mot andelen hårt bränd mark i avrinningsområdet samt maxhalten ammonium under hösten 2014 plottad mot andelen svedd torv i avrinningsområdet.	36
Figur 23: Tidserie kisel och vattentemperatur i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken, Vallsjöbäcken, Gottricksbäcken, Märresjöbäcken, Sågbäcken och Ladängsbäcken efter branden.	37
Figur 24: Vattenfärgen mätt som absorbans på filtrerat vatten vid 420 nm och halten organiskt kol (TOC) i den synoptiska provtagningen av vattendrag efter branden. Säckenbäcken och Solltorpsbäcken är referenser som ligger utanför brandområdet. 2014=röd, 2015=orange 2016=gul 2017=grön	38
Figur 25: Sensorberäknad halt fluorescerande del av organiskt kol ($F_{\text{dom turb och temp korrigerad}}$) (-) samt DOC (○) analyserat i det ordinarie provtagningsprogrammet i Myckelmossbäcken. Det övre diagrammet visar data från hösten 2014 och det nedre diagrammet data från 2015.	38
Figur 26: Turbiditet mätt med sensor (●) och i det ordinarie provtagningsprogrammet (○) i Myckelmossbäcken. Det övre diagrammet innehåller samtliga data medan det nedre diagrammet visar turbiditet lägre än 15 FNU.....	39
Figur 27: Tungmetallresultat i den synoptiska provtagningen av vattendrag efter branden. Säckenbäcken och Solltorpsbäcken är referenser som ligger utanför brandområdet. 2014=röd, 2015=orange. Blå linje visar omdrevssjöarnas Q10-percentil (Köhler et al., 2016). $Q10_{\text{Co}}=0,034$, $Q10_{\text{Pb}}=0,07$, $Q10_{\text{Zn}}=0,77$	40
Figur 28: Tidsserie av tungmetaller i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken 2014-01-01 tom 2017-06-30.	41
Figur 29: Tidserie totalhalter aluminium i Myckelmossbäcken, Gärsjöbäcken och Vallsjöbäcken 2014-01-01 tom 2017-06-30.....	42
Figur 30: Beräknad oorganiskt halt Al mot uppmätt pH för områdena Gärsjöbäcken (●) , Ladängsbäcken (●), Vallsjöbäcken (●), Märresjöbäcken (●) Myckelmossbäcken (●) och Solltorpsbäcken, Sågbäcken och Säckenbäcken (●) på vänster sida och fördelning av oorganiskt halt Al i alla prover till höger.	42
Figur 31: Antalet makrofyter (medianvärden, 75 och 90 percentiler) (alla arter), helofyter och mossor i och längs vattendragen i de brända och obrända områdena vid inventeringarna 2015 och 2017.....	44
Figur 32: Non-metric multidimensional Scaling (NMDS) plot som visar likheterna respektive skillnaderna i artsammansättningen mellan vattendragen i brända och obrända områden. Varje symbol	

representerar en vattendragssektion. Ju närmare symbolerna ligger i förhållande till varandra desto större likheter ha sektionerna med avseende på artsammansättningen och vice versa.....	44
Figur 33: Ordinationsdiagram över principalkomponentsanalysen som baserats på vattenkemiska maxvärden strax efter branden. Referensbäckar (blåa): Solb = Solltorpsbäcken, Bjub = Bjurforsbäcken, Brandpåverkade bäckar (svarta): Valb = Vallsjöbäcken, Marb = Märssjöbäcken, Kalm = Källmossebäcken, Ladb = Ladängsbäcken, Garb = Gärssjöbäcken, Mycb = Myckelmossbäcken.	46
Figur 34: Samband mellan första PCA-axeln och ekologiska kvalitetskvoter (EK) för indexen ASPT, MISA och DJ. Gränser för statusklassningar indikeras med olikfärgade, streckade linjer. G/H: klassgränsen mellan god och hög ekologisk status (ES), M/G: klassgränsen mellan måttlig och god ES, O/M: klassgränsen mellan otillfredsställande och måttlig ES. MåS/NN: klassgränsen mellan måttligt surt och nära neutralt, S/MåS: klassgränsen mellan surt och måttligt surt, MyS/S: klassgränsen mellan mycket surt och surt. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, ● $P < 0.10$, n.s. = $P > 0.10$	47
Figur 35: Samband mellan första PCA-axeln och diversitetsmått för bottenfauna. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, n.s. = $P > 0.10$	48
Figur 36: Samband mellan första PCA-axeln och kiselalgsindexen IPS, TDI och ACID. Gränser för statusklassningar indikeras med olikfärgade, streckade linjer. G/H: klassgränsen mellan god och hög ekologisk status (ES), H(<40)/G(>40): klassgränsen mellan hög och god ES (observera att skalan är omvänd för TDI, dvs. låga indexvärden indikerar hög status). NN/A: klassgränsen mellan nära neutralt och alkalisk, MåS/NN: klassgränsen mellan måttligt surt och nära neutralt, S/MåS: klassgränsen mellan surt och måttligt surt, MyS/S: klassgränsen mellan mycket surt och surt. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, n.s. = ingen signifikans.	50
Figur 37: Samband mellan första PCA-axeln och diversitetsmått för kiselalger. Längst upp i figurerna visas determinationskoefficienten (r^2). * $P < 0.05$, n.s. = ingen signifikans.	51
Figur 38: Kalcium- (mekv/l) och sulfatkoncentrationen (mekv/l) i Gärssjön, Gärssjöbäcken, Märssjön och Märssjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).	57
Figur 39: Ammonium och oorganiskt kväve i Gärssjön, Gärssjöbäcken, Märssjön och Märssjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för branden (31 juli 2014).	58
Figur 40: Fosfatfosfor och totalfosfor i Gärssjön, Gärssjöbäcken, Märssjön och Märssjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för branden (31 juli 2014).	59
Figur 41: Absorbans och TOC i Gärssjön, Gärssjöbäcken, Märssjön och Märssjöbäcken 2010 tom 2017. Den streckade svarta vertikala linjen markerar tidpunkten för brandstarten (31 juli 2014).	60
Figur 42: Kalcium- och sulfatjoner (båda i mekv/l) i de fem sjöar (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märssjön) som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommars- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning.	61
Figur 43: pH och alkalinitet i de fem sjöar (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märssjön) som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommars- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning.	62

- Figur 44: Fosfatfosfor, totalfosfor och kisel i de fem sjöar (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märresjön) som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010-01-01-2014-07-30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014-07-31-2017-12-31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning. 63
- Figur 45: Ammoniumkväve, summan nitrit+nitratkväve och totalt oorganiskt kväve i de fem sjöar (Snyten, Långsjön, Fläcksjön, Hörendesjön och Märresjön) som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning..... 64
- Figur 46: Absorbans och TOC i de sjöar som undersökts med avseende på växtplankton. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Högst upp presenteras medelvärdet för respektive analysparameter uppdelat på före och efter branden (sommar- och höstprovtagningar sammantaget). □ indikerar provtagning som genomförts innan brandens utbrott (2010.01.01-2014.07.30), ● indikerar provtagning som genomförts efter brandens utbrott (2014.07.31-2017.12.31), grön färg indikerar sommarprovtagning och orange färg indikerar höstprovtagning. 65
- Figur 47: Sulfat, kalcium, pH och alkalinitet (mekv/l) i de tretton undersökta sjöarna hösten 2014, 2015, 2016 och, i förekommande fall, före branden (2010.01.01-2014.07.30). 2014=röd, 2015=orange 2016=gul blå=före branden. 66
- Figur 48: Ammonium, nitrit+nitrat, fosfat och totalfosfor i de tretton undersökta sjöarna hösten 2014, 2015, 2016 och, i förekommande fall, före branden (2010.01.01-2014.07.30). 2014=röd, 2015=orange 2016=gul blå=före branden. 67
- Figur 49: Spårmetallkoncentrationer i alla undersökta sjöar hösten 2014, 2015, 2016 och, i förekommande fall, före branden (2010.01.01-2014.07.30). 2014=röd, 2015=orange 2016=gul före branden=blå. Blå linje visar den skattade bakgrundshalten i sjöar i ekoregion 3 (framtaget 10-percentilvärde för omdrevssjöar i region 3 (Köhler m.fl., 2016). 68
- Figur 50: Biovolym växtplankton i de sjöar som undersökts i anslutning till brandområdet. Uppdelat på innan och efter branden, dvs. prover från 2010.01.01-2014.07.30 vs. prover från 2014.07.31-2017.12.31. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Alla sjöarna är provtagna på sommaren i augusti. Streckade linjer visar klassgränser för ekologisk status, beräknade för humösa sjöar i Norrland. 71
- Figur 51: TPI i de sjöar som undersökts i anslutning till brandområdet. Uppdelat på innan och efter branden, dvs. prover från 2010.01.01-2014.07.30 vs. prover från 2014.07.31-2017.12.31. Sjöarna är sorterade vänster till höger från minst bränt i avrinningsområdet till mest bränt. Alla sjöarna är provtagna på sommaren i augusti. Streckade linjer visar klassgränser för ekologisk status, beräknade för klara och humösa sjöar i Norrland. 71

Tabell 1: Provtagningsprogram kemi inom brandprojektet. Prover för analys lösta halter kol, lösta halter metaller, sediment och PAH samlades in men analyserades ej av kostnadsskäl.....	13
Tabell 2: Vattendrag där tryckgivare installerades samt under vilken tidsperiod.	15
Tabell 3: Provtagning av fytoplankton 2014-2017 av personal från Institutionen för vatten och miljö.	17
Tabell 4: Provtagna vattendrag med avseende på bottenfauna och kiselalger (grå rutor med kryss indikerar att bäcken provtagits). Endast vattendrag som provtagits år 2014, 2015 och 2016 inkluderades i analyserna. Se bilaga 1 Tabell B and C för mer information om bäckarna.	19
Tabell 5: Andel bränd mark i avrinningsområdet uppströms provpunkten. ARO = avrinningsområde.	28
Tabell 7: Andel bränd mark i avrinningsområdet uppströms sjöns utlopp.....	55

Bilagor

Bilaga 1 - Provplatser

Tabell A: Översikt över provplatser sjöar i eller i utkanten av brandområdet samt framtagen marktäckelse baserad på Corinne markanvändning. Sjövolymen är hämtad från sjöregistret. ARO = avrinningsområde.

Sjö	RT 90 X	RT 90 Y	ARO (km ²)	Sjövolym (Mm ³)	% skog +hygge	% åker +bete	% öppen våt- mark	% vat- ten
Märrsjön	664715	151400	2,33	1,5	71,7	0	5,3	23,0
Björktjärnen	664174	151789	1,13	0,58	74,3	0	16,0	10,0
Stora Vallsjön	664364	151737	13,22	0,37	777,0	0	20,0	3,0
Stora Gottricken	663883	151910	1,19	0,7	55,2	0	31,9	12,9
Sörlången	663816	151894	0,87	0,2	71,7	0	13,8	14,6
Gärsjön	664473	152342	21,73	0,37	77,7	0	21,4	0,9
Hannsjön	664220	152308	0,88	0,55	72,8	0	7,1	20,0
Lilla Grillsjön	664681	151536	2,09	0,12	86,0	0	5,0	9,0
Långsjön	665195	152114	104,9	6,41	79,6	10,0	3,0	6,0
Stora Grillsjön	664554	151594	3,91	0,44	86,1	0	4,9	9,0
Öjesjön	663723	152444	5,02	1,58	81,9	0	7,0	11,2
Hörendesjön	664773	152324	145,14	52	74,4	12,2	3,2	9,1
Snyten	665050	151163	241,91	21	81,9	3,3	2,7	8,7
Fläcksjön	663758	153002	450,96	17,56*	64,9	25,3	4,3	4,7

* beräknat värde

Tabell B: Översikt över provplatser vattendrag i eller i utkanten av brandområdet samt framtagen marktäckelse baserad på Corinne markanvändning.

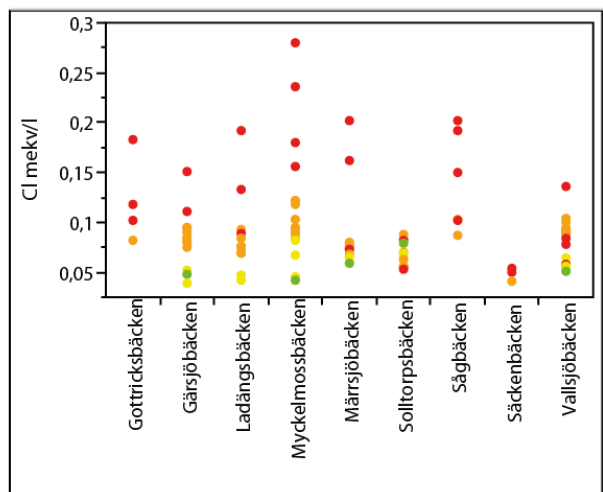
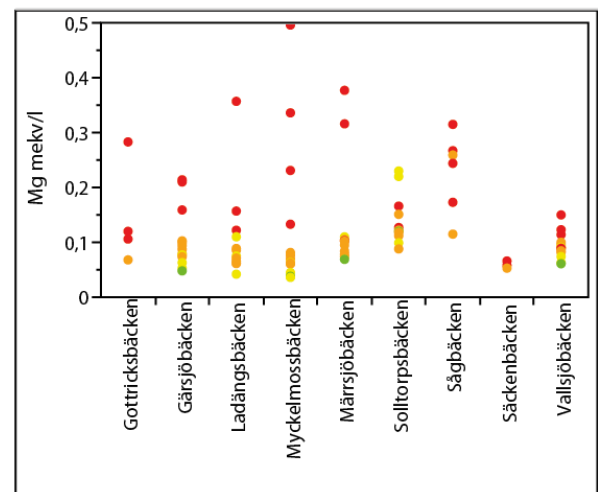
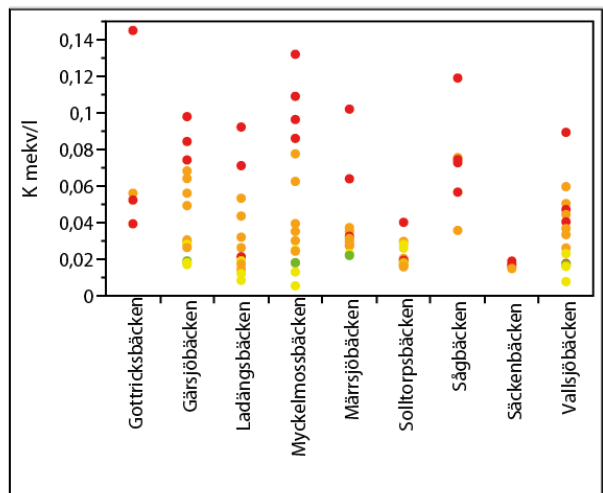
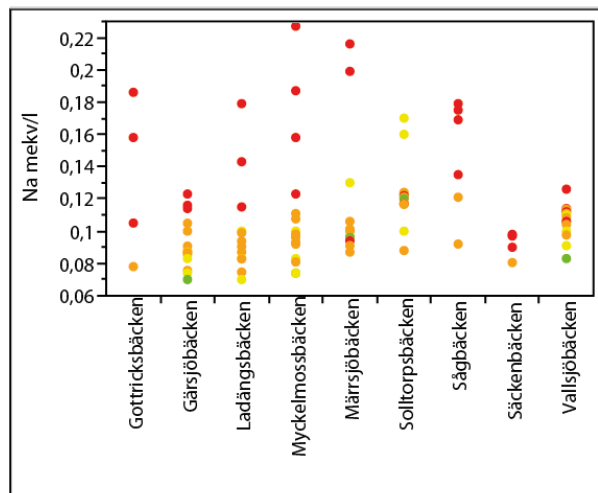
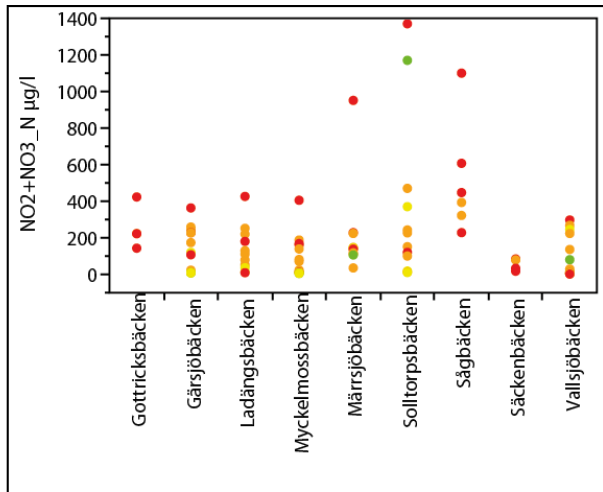
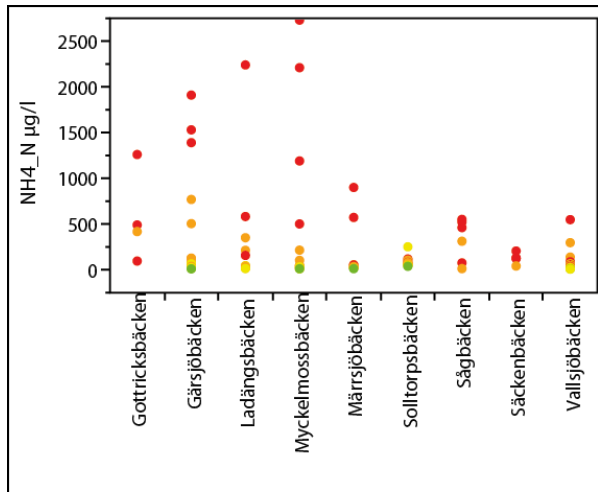
Vattendrag	RT90 X	RT90 Y	ARO (km ²)	% skog +hygge	% åker +bete	% öppen våtmark	% vatten
Gottricksbäcken	6637575	1517328	4,92	85,3	0	8,70	6,0
Gärsjöbäcken	6644770	1523700	21,7	79,1	0	19,3	1,63
Ladängsbäcken	6633297	1520658	14,4	81,2	0	18,8	0
Märrsjöbäcken	6646753	1513214	3,74	78,5	2,7	1,9	17,0
Myckelmossbäcken	6642045	1526105	9,03	80,5	0	19,5	0
Svartån, Svanå	6628960	1532480	543	67,8	22,5	4,6	4,5
Sågbäcken	6647453	1520247	4,47	86,9	7,1	4,6	1,4
Vallsjöbäcken	6639795	1515532	17,7	88,1	0,75	7,9	2,81
Källmossbäcken	6639284	1526678	3,0	93,4	0	6,3	0

Tabell C: Översikt över referensvattendrag provtagna inom brandprojektet samt framtagen marktäcke baserad på Corinne markanvändning.

Vattendrag	RT90 X	RT90 Y	ARO (km ²)	% skog+hygge	% åker+bete	% öppen våtmark	% vatten
Säckenbäcken	6643094	1504331	1.82	89.8	0	1.9	8.3
Solltorpsbäcken	6625401	1530562	10.1	96.7	1.0	2.3	0
Bjurforsbäcken	6669068	1518290	34.5	84,5	1,3	7,4	5,2
Transjöbäcken	6637295	1510842	6.6	80,9	0	11,1	8,0
Venabäcken	6614106	1507763	46.9	82,4	0,6	5,8	9,3
Dammenbäcken	6640669	1504523	0.6	92,8	0	4,3	2,8

Bilaga 2 - Analysresultat synoptisk provtagning vattendrag

2014=röd, 2015=orange 2016=gul 2017=grön



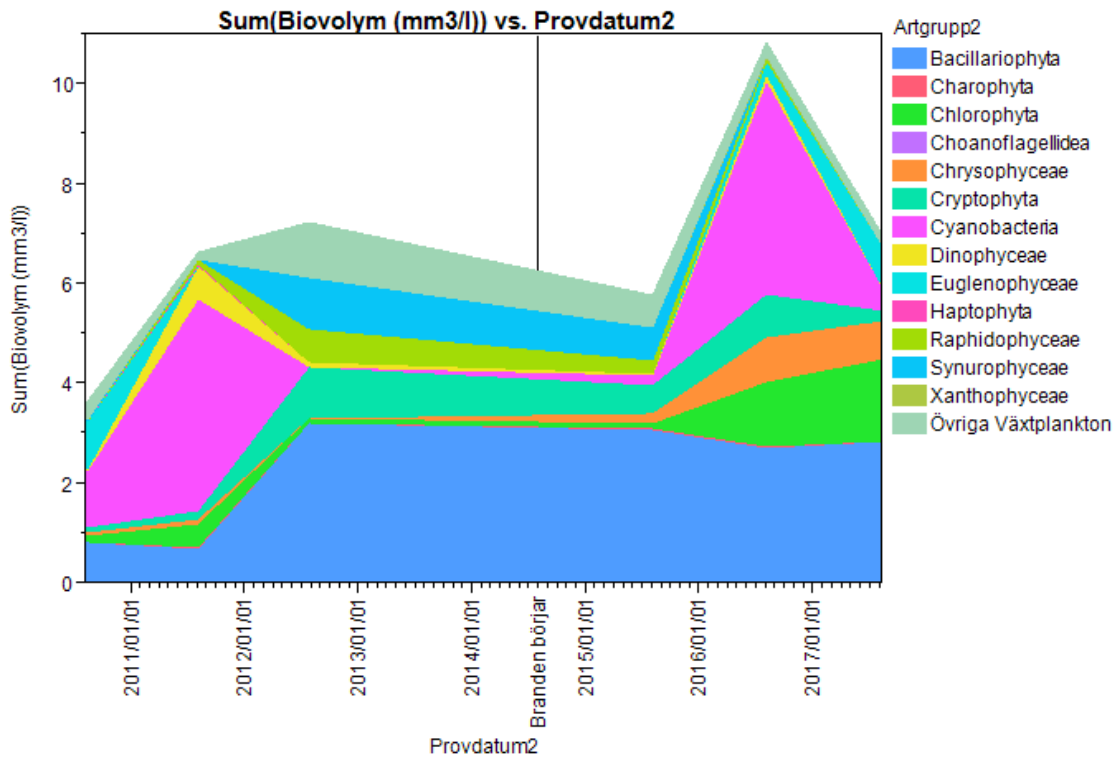
Bilaga 3 - Resultat flygelmätningar

Vattendrag	Datum	Tid	Nivå (mm)	Q (m ³ /s)
Gärsjöbäcken	2014-12-16	14.15	249	0,056
	2015-03-24	11.15	285	0,090
	2015-04-22	17.15	129	0,009
Ladängbäcken	2014-12-16	10.24	418	0,18
	2015-03-24	15.00	280*	0,28
	2015-04-22	14.54	40	0,027
Myckelmoss- bäcken	2014-10-21	14.12	976	0,31
	2015-03-24	13.42	917	0,21
Sågbäcken	2014-12-16	14.15	129	0,056
	2015-03-24	11.15	285	0,090
	2015-04-22	17.15	249	0,009
Säckenbäcken	2014-12-15	12.48	214	0,0387
	2015-04-22	11.48	155	0,0229/0,0182
	2015-11-10	13.10		0,0231
Vallsjöbäcken	2014-10-21	16.25	323	0,61
	2015-03-24	15.38	626	0,40
	2015-04-22	12.08	370	0,097

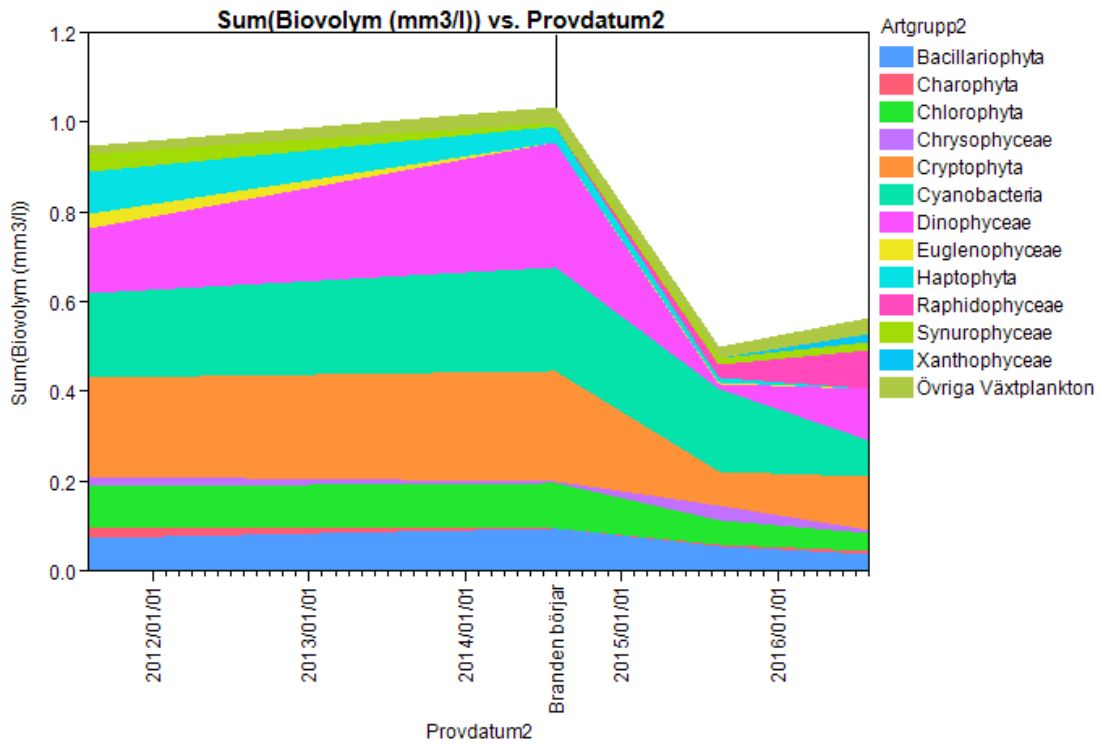
*Havererade. Beräknad.

Bilaga 4 - Resultat fytoplankton

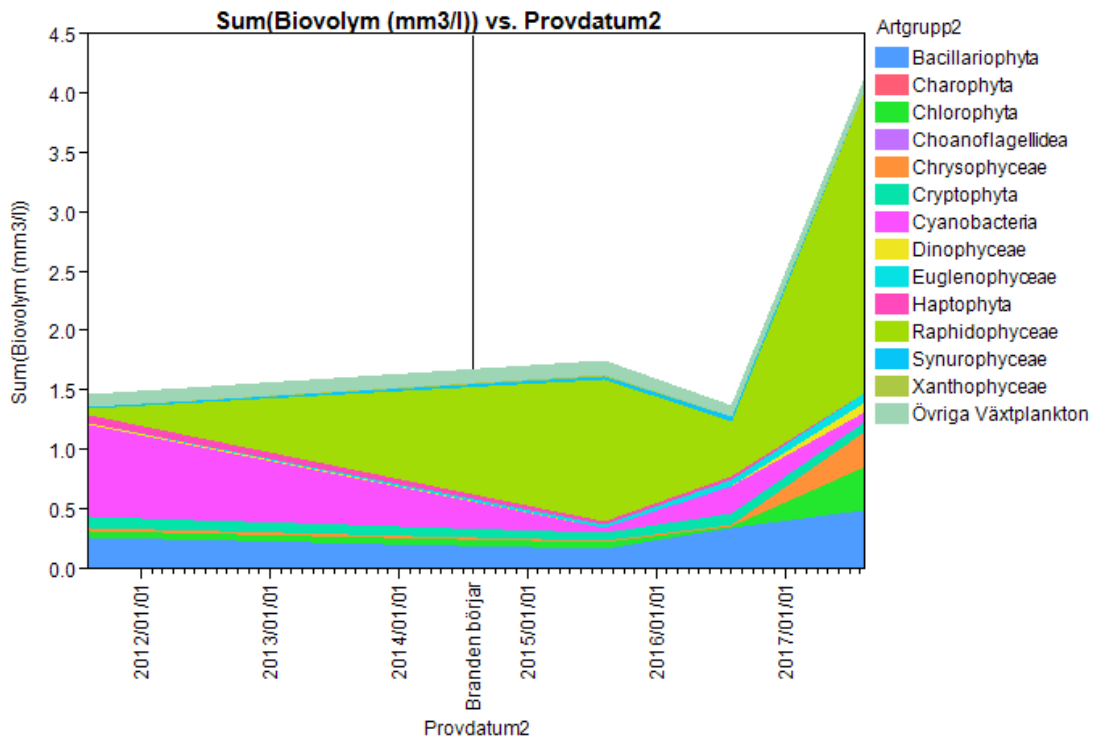
Fläcksjön



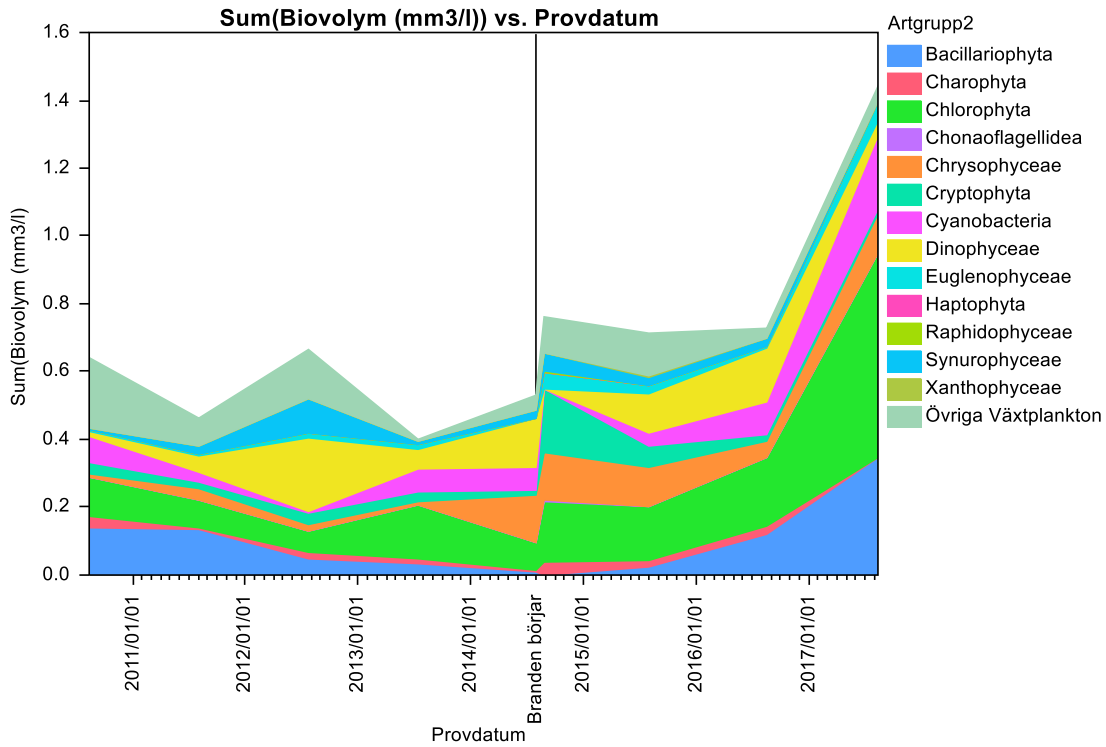
Hörendesjön



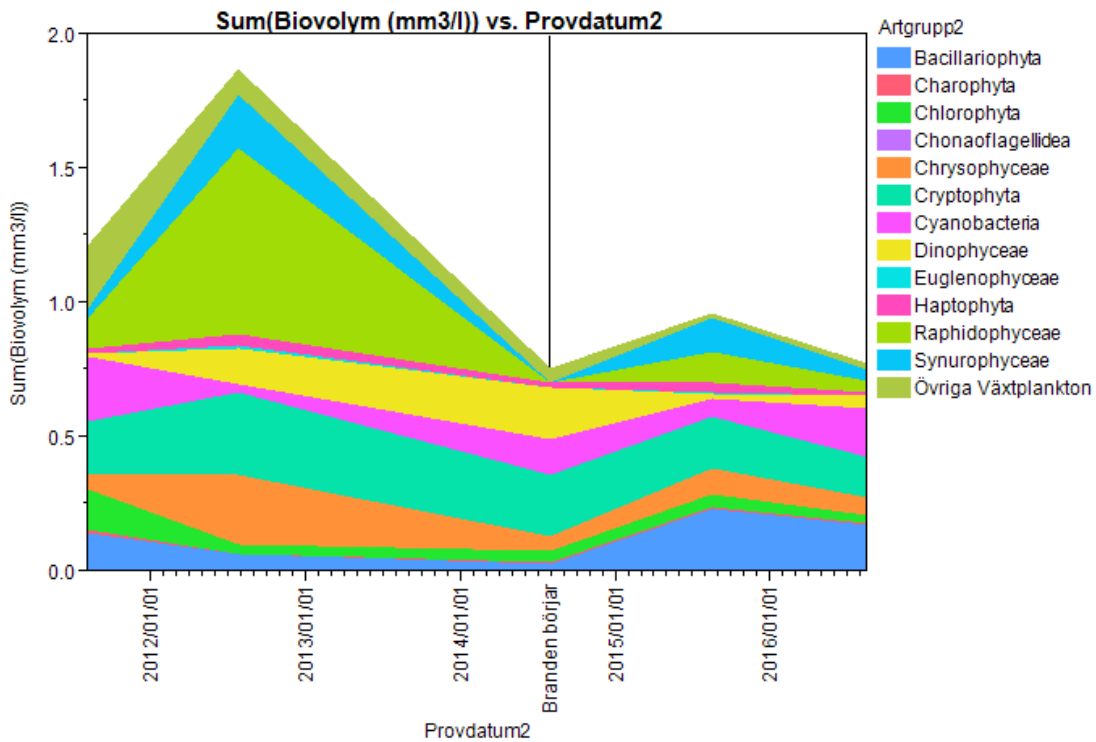
Långsjön



Märssjön



Snyten



Bilaga 5 - Resultat brandhårdhet bäckar Landahl 2015)

