Myndigheten för samhällsskydd och beredskap

ÖREBRO UNIVERSITET

STUDIE

Miljöeffekter av long-term fire retardants – brandretardenter

Kunskapssammanställning av miljöeffekter av long-term fireretardants – brandretardenter

Tidsperiod: 2019, reviderad 2021
Utförare: Örebro universitet
Ansvarig forskare/författare: Anna Kärrman

Tillgänglig litteratur om miljöeffekter av long-term retardants som används vid bekämpning av skogsbränder i EU och Nordamerika har sammanställts. Produkterna är relativt sett icke- toxiska och växtligheten kan i normala fall ta hand om ingredienserna men användning bör göras med lägsta möjliga koncentration och med så stor precision och effektivitetsommöjligt.

© Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB)

MSB:s Kontaktperson: Bo Andersson,010-2405262,
Rickard Hansen, 010-240 4086

Foto omslag:Bo Nystrand, Booster Media
Produktion: Advant

Publikationsnummer: MSB1758 – februari 2023
Tidigare utgiven: 2021
ISBN: 978-91-7927-142-8

MSB har beställt och finansierat genomförandet av denna studierapport.
Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll.

Förord

Vid de stora skogsbränderna i Sverige 2014 och 2018 begärdes hjälp via EU och ERCC med brandflyg för att bekämpa skogsbränderna. Normalt när dessa plan används har de även med sig tillsatsmedel så kallade long-term fire retardants i sina plan och som blandas med vatten vid släckningen i sina hemländer. Vid bränderna i Sverige har vi från svensk sida förbjudit planen att använda sina tillsatsmedel utav miljöskäl vilket inneburit att planen har använt enbart vatten vid brandbekämpningen. Inför kommande skogsbrandssäsonger avser vi att klarlägga vad long-term fire retardants innehåller och deras påverkan på miljön. Anledningen är att skydda människa och miljö om framställan om att få använda sitt tillsatsmedel eller andra kemiska produkter skulle ske från de hjälpstödjande länderna.

MSB:s roll är att stödja svensk räddningstjänst så att effektiva räddningsinsatser kan genomföras. Detta gäller också räddningsinsatsers miljöpåverkan. Miljölagstiftningen och paragrafen om substitutionsprincipen ska följas vilket innebär att alltid använda de bästa metodvalen och släckmedlen för miljön. Målsättningen är att minimera negativ påverkan på människa och miljö så långt som möjligt.

Sedan 2014 har MSB och Kemikalieinspektionen (KEMI) tillsammans med Örebro universitet tagit fram kunskap om de förekommande brandsläckningsmedel (brandskumvätska och tillsatsmedel) som finns på marknaden för att med forskningsstudier reda ut vad dessa innehåller och dess påverkan på människa och miljö.

Studien om släckvätskors hälso- och miljöpåverkan som utfördes under 2014 visade på en kunskapsbrist generellt i Sverige och att insatser borde göras av berörda myndigheter på såväl lokal som nationell nivå. Kunskapsspridning med vetenskapliga grunder är av största vikt till alla berörda myndigheter för att skydda både människa och vår miljö.

Innehåll

1. Bakgrund 7
1.1 Användning av kemikalier vid brandbekämpning 7
1.2 Long-term fire retardants 8
1.3 Syfte och mål 9

2. Metod 11
2.1 Litteratursökning 11
2.2 Kemiska analyser 11

3. Användning och miljöeffekter av long-term retardants 14
3.1 Användning i Nordamerika och EU 14
3.2 Miljöeffekter 14
3.2.1 Effekter av kända, ingående komponenter 15
3.2.2 Observerade miljöeffekter i andra länder 17

4. Kunskapsluckor och framtida åtgärder 20

Referenser 22

Sammanfattning

Syftet med rapporten är att sammanställa den rådande kunskap som finns om miljöeffekter av tillsatsmedel, så kallade long-term fire retardants, som används vid bekämpning av skogsbränder. Målet är att rapporten ska fungera som underlag för beslut om användning och fortsatt arbete för att skydda miljön vid släckinsatser. I den här studien har tillgänglig litteratur om miljöeffekter av long-term retardants som används vid bekämpning av skogsbränder i EU, USA och Kanada sammanställts. Speciellt fokus ligger på deras innehåll och att försöka beskriva konsekvenser av en utbredd användning i Sverige. Rapporten är utarbetad av Örebro universitet på uppdrag av MSB. Den är delvis baserad på, och refererar till, en utförligare genomgång av befintlig litteratur sammanställd av Ramböll.

Long-term fire retardants, eller långtidsverkande brandretardenter, är ett samlingsnamn för ämnen som tillsätts till material för att fördröja eller dämpa ett brandförlopp. De utgör en blandning av vatten och salter som syftar till att kemiskt bromsa brandens framfart i skogsmark. Brandretardenter har använts under lång tid och vanliga produkter inkluderar i Europa olika formuleringar av Fire-Trol, och i USA och Kanada olika formuleringar av Phos-Check. Phos-Check och Fire-Trol har dock samma tillverkare. I Sverige har man varit mer restriktiv med användningen av tillsatsmedel vid skogsbrand.

Den huvudsakliga ingrediensen i dessa brandretardenter är ammoniumsalter. Ammoniumsalter och dess joner är relativt sett icke-toxiska och växtligheten kan i normala fall ta hand om kvävet i ammonium. Generellt kan man säga att dessa produkter har en låg akuttoxicitet, med det menas att det krävs relativt höga koncentrationer för att se en negativ påverkan. Dock finns det studier från andra länder som visar på negativa effekter på mikroorganismer, växter, och fisk.

Faktorer som påverkar huruvida redardanterna ger miljöeffekter beror till största del på mängden retardant i förhållande till miljöns känslighet. Det går därför inte att utesluta negativa miljöeffekter av långtidsverkande brandretardenter vid felaktig eller olämplig hantering. Baserat på studier och erfarenheter från andra länder bör brandretardent väljas så att lägsta möjliga mängd brandretardant per ytenhet används och med så stor precision och effektivitet som möjligt. Dock bör koncentrationen väljas så att släckeffekten beaktas för att undvika en situation där brandretardent använts utan effekt på brandens spridning och effektutveckling. En situation som denna skulle medföra att släckmedelstillsats hade spridits över området men att branden hade fortsatt sin framfart. För att uppnå optimal mängd brandretardent på önskad plats bör appliceringsmetoden beaktas. Ett antal kunskapsluckor och förslag på framtida åtgärder redovisas och det är önskvärt att göra miljöuppföljning av insatser för att öka förståelsen av eventuell påverkan på den svenska miljön.

Bakgrund

1. Bakgrund

På kort tid har Sverige upplevt två svåra skogsbrandsäsonger. Sommaren 2014 inträffade den största okontrollerade skogsbranden i Sverige sedan 1950-talet där stora områden i Västmanland drabbades. Sommaren 2018 var brandrisken extrem under lång tid i nästan hela landet. Marken var mycket uttorkad och flertalet svårsläckta bränder uppstod i landet. Det finns en oro att klimatförändringarna kommer att leda till att antalet skogsbränder ökar ytterligare i Sverige. En brand i sig själv orsakar utsläpp av ämnen till miljön vilket kan ge en störning av vattenmiljön och biologin som kan ge effekter både på kort och lång sikt. Något som kan förvärra störningarna är om tillsatsämnen används för att släcka branden, vilket måste vägas mot brandens totala effekter om den får fortsätta jämfört med om den begränsas med hjälp av tillsatsmedel.

1.1 Användning av kemikalier vid brandbekämpning

Vatten är det vanligaste släckmedlet vid bränder men ofta tillsätts ämnen till vattnet för att uppnå olika effekter med syftet att förhindra eller bromsa branden. Olika klasser av kemikalier påverkar förbränningsreaktionerna på olika sätt.

Brandretardenter (fire retardants) är ett internationellt begrepp för ämnen som bromsar eller stoppar spridningen av en brand. Korttidsverkande släckmedel (short term fire retardants), appliceras på vegetationen framför branden med syfte att tränga in i vegetationsmaterialet och minska andelen släckmedel som avdunstar innan branden når fram till platsen. På så vis kommer en större andel av släckmedlet att finnas tillgängligt för en kylande effekt av branden jämfört med användning av enbart vatten. Dessutom finns långtidsverkande släckmedel (long-term fire retardants) som används vid skogsbränder i t.ex.

USA. Dessa innehåller salter vilka har till syfte att kyla bränslet, förändra pyrolysprocessen, sänka pyrolysprodukternas förbränningsvärme samt inverka på diffusionen och oxidationen i reaktionszonen. I våra tidigare studier har salter som tillsätts till vatten benämnts som tillsatsmedel (Kärrman m.fl., 2016). Long-term fire retardants som applicerats i terrängavsnitt framför branden kan ha en bromsande effekt på brandspridningen mer än 18 timmar efter applicering (Gould m.fl., 2 000). Short-term fire retardants har betydligt kortare tidsspann, när väl vattnet har avdunstat finns ingen släckeffekt kvar.

Även om det finns positiva effekter av att använda brandretardenter behöver fördelarna vägas mot potentiella miljöeffekter. Vid bekämpning av en skogsbrand finns inga möjligheter att samla upp släckvattnet och känsliga naturområden samt vattentäkter kan påverkas. Även kemikalier som klassas som ofarliga kan ge effekter om tillräckligt hög koncentration uppnås.

1.2 Long-term fire retardants

Long-term fire retardants, eller långtidsverkande brandretardenter, är ett samlingsnamn för kemikalier som tillsätts till material för att fördröja eller dämpa ett brandförlopp under en längre tidsrymd. Det finns flera olika kategorier av brandretardenter, exempelvis tillsätts vissa ämnen till material som textilier för att brandskydda en inomhusmiljö. I flertalet länder som drabbas av stora skogsbränder har användningen av brandretardanter blivit vanligt vid bekämpning av en pågående skogsbrand, exempelvis USA, Kanada och Australien.

De utgörs av en blandning av vatten och salter som syftar till att kemiskt bromsa brandens framfart i skogsmark. Salterna består ofta av ammoniumfosfater som verkar genom att sakta ned förbränningen av cellulosabaserade material. Brandretardanten, som är löst i vatten, appliceras på en hotad vegetation och täcker det brännbara materialet (gräs, mossa, trä). Vattnet som finns i medlet fungerar här endast som bärare för brandskyddsmedlet, det kan och kommer att avdunsta innan branden når det applicerade området och har därför endast en liten del i brandskyddet. När branden närmar sig och temperaturen stiger förångas vattnet och det brännbara materialet, som är skyddat av brandretardanten, börjar sönderfalla och avger vattenånga som ger en kylande effekt. Under processen bildas en kolbeläggning som isolerar och begränsar luftflödet till det kvarvarande brännbara materialet (US Forest Service). Det är saltkomponenterna som förändrar förbränningen genom att främja bildandet av vatten, koldioxid och aska och minskar andelen lättantändliga gaser (Liodakis et al., 2007). Denna kemiska process syftar till att bromsa branden och göra det enklare för markpersonalen att kontrollera branden.

Salterna som anges som huvudkomponenter förhindrar förbränning av cellulosabaserat material, men andra ämnen förekommer också i brandretardenterna. I produkter som sprids från flygplan tillsätts även gummipartiklar och lera för att själva fällningen ska någorlunda hållas samman och inte splittras alltför mycket vilket kan leda till oönskad spridning samt sämre släckeffekt.

> Syftet med långverkande släckmedel (long-term fire retardants) är att ge en bromsande effekt på branden, även efter att vattnet dunstat bort. Detta uppnås genom att salterna i produkten påverkar förbränningen.

1.3 Syfte och mål

Syftet med studien är att sammanställa den rådande kunskap som finns om miljöeffekter av långtidsverkande brandretardanter som används vid bekämpning av skogsbränder och att belysa eventuella kunskapsluckor. Målet är att rapporten ska fungera som underlag för beslut om användning och fortsatt arbete med beredskap inför och uppföljning av skogsbrandsläckning. I den här studien har tillgänglig litteratur om miljöeffekter av long-term retardants som används vid bekämpning av skogsbränder i EU, USA och Kanada sammanställts. Speciellt fokus ligger på deras innehåll och att försöka beskriva eventuella effekter av en utbredd användning i Sverige.

Denna rapport är utarbetad av Örebro universitet. Den är delvis baserad på, och refererar till, en utförligare genomgång av befintlig litteratur sammanställd av Ramböll. Den rapporten återfinns som bilaga 1.

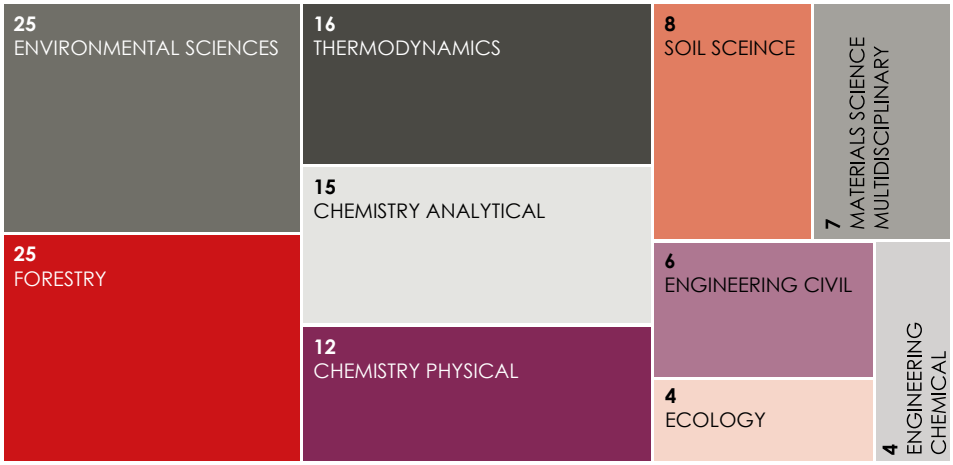
Metod

2. Metod

2.1 Litteratursökning

Rapporten är baserad på vetenskapligt publicerade artiklar, miljökonsekvensbeskrivningar, laboratorieundersökningar, regeringsrapporter samt säkerhetsdatablad. Vetenskapligt publicerad litteratur inom ämnesområdet skogsbränder togs fram genom en systematisk sökning i portalen Web of Science i januari 2019. Resultatet från den sökningen visas i Figur 1. Dessutom togs annan litteratur fram som riktade sig främst mot användning av och riktlinjer för brandretardenter inom EU, USA och Kanada. Den sammantagna litteraturen innehöll information om kemisk sammansättning, effektivitet, ekologisk risk och människors hälsopåverkan av brandretardenter. Utifrån den tillgängliga litteraturen gjorde Ramböll en analys om tillräcklig information fanns för att utföra en riskbedömning av brandretardanterna (bilaga 1). Vissa kunskapsluckor identifierades, vilka även presenteras i denna rapport (kapitel 4).

Figur 1. Resultat av sökning i Web of Science, som visar antal vetenskapliga artiklar samt inom vilka ämnesområden artiklarna befinner sig i



2.2 Kemiska analyser

I uppdraget ingick inte att fullständigt karaktärisera ingående komponenter i brandretardenter. Under projektets gång uppstod ett behov av två typer av analyser; 1) icke-riktad kemisk analys för att jämföra olika produkter och 2) analys av cyanid.

Analyser utfördes på produkter som används i EU; Fire-Trol 931 (spridning från luften) samt Fire-Trol 934 och Fire-Trol 936 (spridning från marken). Dessa produkter erhölls från Frankrike (Biogema, Aix—en-Provence) genom MSB.

För att om möjligt kunna identifiera de ingående komponenterna i produkterna användes en icke-riktade eller förutsättningslös metod 1) som bestod av vätskekromatografi kopplat till högupplösande masspektrometri (HPLC- HRMS). Nackdelen med metoden är att varje prov kan generera flera hundra signaler av vilka endast ett fåtal är av betydelse för karaktäriseringen. Vilka dessa fåtal är kan vara svårt och tidskrävande att urskilja. Den här typen av analys har tidigare utförts av Örebro universitet på andra typer av släckmedel (KEMI 2015; Kärrman m.fl. 2016).

För analys av cyanid 2) skickades prover av brandretardenter som används i Sverige och EU till ett ackrediterat analyslaboratorium (ALS Scandinavia).

Användning och miljö-effekter av long-term retardants

3. Användning och miljö-effekter av long-term retardants

3.1 Användning i Nordamerika och EU

Brandretardenter har använts under lång tid i bland annat USA, Kanada och Australien. I USA har restriktioner utarbetats baserat på utförda miljöbedömningar efter långvarig användning, och delvis efter en händelse där en större mängd brandretardent hamnade i ett vattendrag som ledde till att ca 21 000 öringsyngel och laxfiskar dog. De nuvarande restriktionerna säger att brandretardenter inte får spridas i direkt närhet av vattenområden, samt i områden där det finns skyddade eller hotade arter, särskilt skyddsvärda miljöer eller områden med kulturella värden.

Brandretardenter används utomlands både med applicering från marken och från flygplan. I produkterna som sprids från luften tillsätts gummipartiklar och lera för att få en önskad spridning av retardenterna. Dessutom tillsätts färgämnen för att piloterna lättare ska kunna se var i terrängen man tidigare släppt brandretardenten.

Det framgick från litteraturstudien (bilaga 1) att i Europa används Fire-Trol 931 (spridning från luften) samt Fire-Trol 934 och Fire-Trol 936 (spridning från marken). I USA och Kanada används olika formuleringar av Phos-Check. Både Phos-Check och Fire-Trol har samma tillverkare, ICL Performance Products i USA. Ursprungligen tillverkades Phos-Check av Monsanto. Produkterna användas bland annat i flera medelhavsländer; Tunisien, Marocko och Israel, samt i Australien.

3.2 Miljöeffekter

Det fullständiga innehållet i brandretardanterna är inte känt vilket gör det svårt att bedöma den exakta miljöpåverkan som användningen kan orsaka.

Släckmedlens säkerhetsdatablad utgör inte någon fullständig innehållsdeklaration vilket indikeras av att de ingående komponenterna sällan adderas upp till 100 %. Det finns ingen skyldighet att lämna information om produkten innehåller ämnen för vilka det endast finns misstankar om miljö- och hälsofarlighet. Blandningar som inte klassificeras som farliga men som innehåller mindre än

1 procent (0,2 procent för gaser) av ett hälso- eller miljöfarligt ämne behöver inte anges. Förekomst av sådana ämnen i produkter är ofta konfidentiell då tillverkarna betraktar de ingående komponenterna som en affärshemlighet. Denna diskussion om eventuella miljöeffekter kan därför endast utgå från de uppgifter som finns i säkerhetsdatabladen för produkterna.

3.2.1 Effekter av kända, ingående komponenter

Brandretardenter som diskuteras i detta avsnitt avser de produkter som använts i bland annat USA och EU. Dessa produkter med information från respektive säkerhetsdatablad finns redovisade i bilaga 2. Alla produkter består till största del av salter som är ammoniumbaserade fosfater. Information om dessa salter hämtade från Europeiska Kemikaliemyndigheten (ECHA) återfinns i bilaga 3. Det kan även förekomma tillsatsmedel som förtjockningsmedel (gummi eller lera), bindemedel, antikorrosiva medel, klumpförebyggande medel och färgämnen. Vid spridning från luften tillsätts färgämnen (ofta järnoxid) för att det ska gå att se hur spridningen i terrängen blev.

> Den aktiva ingrediensen i brandretardanterna är ammoniumsalter. Hela innehållet är dock inte känt. Prover av Fire-Trol 936, 934, 931 visade sig innehålla cyanid i den här studien (bilaga 2).

Brandretardenter förekommer som pulver eller koncentrat och blandas med vatten till en föreskriven koncentration i brukslösningen.

Ammonium. Den aktiva ingrediensen i brandretardanterna på den sydeuropeiska och nordamerikanska marknaden är ammoniumsalter. En vanligt förekommande aktiv ingrediens är diammoniumfosfat, som även används som gödningsmedel i jordbruk. Ammoniumsalter är relativt icke- toxiska både som salt och upplöst i vatten.

Ammonium kan bilda ammoniak under vissa förutsättningar, till exempel i vattenlösning med högt pH. Ammoniak är ett flyktigt ämne och kan även bildas vid förbränning där ammonium finns närvarande och kan upplevas som en stickande, urin-liknande doft. Vid höga temperaturer bildas även farliga ångor av kväveoxider. Ammoniak kan vara starkt frätande och irriterande och ge mycket allvarliga skador vid höga koncentrationer. Miljöeffekterna blir helt annorlunda under de förutsättningar som ammoniak bildas då det är mycket toxiskt för vattenlevande organismer.

Ammonium förekommer även naturligt då brand i vegetation frigör ammonium från växtligheten. Efter bränder förekommer ofta försurande pulser i rinnande vatten. Ammonium är en av flera joner som kan buffra en försurning efter en brand. Studier har dock visat att närvaro av diammoniumfosfat från brandretardenter förändrar askans sammansättning beroende på koncentration, och i kombination med höga förbränningstemperaturer kan den buffrande styrkan i jorden minska (Liodakis m.fl., 2007; Liodakis och Tsoukala, 2009). Efter branden i Västmanland identifierades ett samband mellan hårt bränd vegetation

och lägre ammoniumhalter i vattendrag (Köhler m.fl. 2018). Anledningen till detta kan vara att en större andel av kvävet avgår till luften i form av ammoniak när det brinner kraftigt. Ammoniak kan även bildas från ammonium i vattenmiljön. Denna reaktion gynnas av ökade pH-värden (tillgång till hydroxidjoner, OH-).

Ammonium oxideras med tiden till kväveoxider som är vattenlösliga och har en gödande effekt. Mätningar i vattendrag i området efter Västmanlandsbranden, där ingen brandretardent använts, visade en drastisk ökning av ammonium som en effekt av branden och därefter ökade halterna av kväveoxider som en följd av att ammoniumet oxiderades. Växtligheten kan i normala fall ta hand om kvävet men problem kan uppstå när det inte längre finns vegetation eller mikrobiota. Efter Västmanlandsbranden noterades att ammoniumhalten i vattendrag var tillbaka till normala efter ett år och det tog ännu längre tid för kväveoxiderna att återgå till nivån innan branden (Köhler m.fl. 2018). De höga halterna är troligen en kombination av att ammonium bildats i samband med branden och att det inte längre fanns någon vegetation eller mikrobiota som kunde ta upp ämnena.

På grund av den gödande effekt som kväveoxider har kan det därför vara av betydelse att inte tillföra mer ammonium till redan känsliga områden. Brandretardenterna som appliceras i terrängen kommer att lösas upp med tiden av nederbörd och transporteras i jord och vattendrag. Faktorer som ökar risken för negativa effekter på ytvattenförekomster är låg organisk halt i jord, branta lutningar ner mot vattenförekomster, låg permeabilitet i jord (t.ex. lera), högt pH i mottagande vatten och små vattenförekomster eller lågt flöde (Gould m.fl., 2000).

> Ammonium kan ge negativa effekter vid mycket höga koncentrationer men det bildas även naturligt vid brand i vegetation och tas om hand av växter som använder det som näring. Med dagens kunskapsläge finns det inget som tyder på att den mängd ammonium som tillförs med brandredardanterna vid exempelvis uppförande av begränsningslinjer har någon påverkan jämfört med den mängd som frigörs när vegetationen brinner. Trots det bör så låg koncentration som möjligt användas, där dock släckeffekten beaktas.

Cyanid. I den litteraturstudie som utförts (bilaga 1) framgick att natriumferrocyanid tidigare använts i brandretardenterna som antikorrosionsmedel. Det har identifierats som problematiskt då natriumferrocyanid har visat sig vara toxiskt för exempelvis regnbågslax och leopardgrodor (bilaga 1). Toxiciteten ökar dessutom vid höga halter UV-ljus (solljus) eftersom fri cyanid frigörs via fotolys. Enligt uppgift ska inga av de olika varianter av Phos-Check som godkänts för användning i USA innehålla något cyanidbaserat ämne. Då det inte gick att få fram information om produkterna som används i Europa (bilaga 1) innehåller natriumferrocyanid utfördes den analysen i denna studie. Resultatet visar att Fire-Trol 936 och 934, som sprids från marken, innehöll cyanid (bilaga 2). Även Fire-Trol 931 innehöll cyanid, dock i betydligt lägre koncentration.

Övriga *komponenter*. Som redan nämnts är det problematiskt att göra en miljöbedömning av produkter där hela innehållet inte är känt. Det finns inget sätt att

utreda om produkterna innehåller ämnen som inte redovisats, dessa ämnen kan ha en viss funktion, höja prestandan eller på annat sätt ge konkurrensfördelar. I den här studien gjordes en analys av produkterna i bilaga 2 för att förutsättningslöst försöka identifiera organiska ämnen i produkterna. Slutsatserna från analysen är att inga organiska strukturer kunde joniseras och detekteras under de betingelser som användes för analysen.

I bilaga 2 finns även uppgift om de olika brandredardenternas akuttoxicitet. Dessa uppgifter har främst hämtats från respektive säkerhetsdatablad och beskriver effekten av hela produkten på olika fiskarter. Generellt kan man se att produkterna inte är akuttoxiska. Sammantaget bedöms produkterna inneha en låg akuttoxicitet, med det menas att det krävs relativt höga koncentrationer för att se den negativa påverkan som mäts.

> Sammantaget gäller att de i produkterna redovisade komponenterna inte har bioackumulerande egenskaper, de är generellt inte akut-toxiska och de är vattenlösliga och i jonform, vilket gör att diskussion kring bionedbrytbarhet inte är relevant. Det finns en osäkerhet gällande det kemiska innehållet av olika brandretardenter. Kända toxiska ämnen bör undvikas helt, exempelvis cyanid.

3.2.2 Observerade miljöeffekter i andra länder

De viktigaste kända vattenkemiska effekterna av en skogsbrand är en ökad transport av sediment och en mobilisering av metaller och näringsämnen, pH-förändringar, frigöring av toxiskt aluminium och andra metaller (Smith m.fl., 2011). Det uppmärksammades att även brandretardenter kan ge negativa miljöeffekter på 1970-talet som en följd av enstaka fall av fiskdöd (Giménez m.fl., 2004). Trots det är informationen bristfällig om hur brandretardenter påverkar miljön efter en insats.

Effekterna av brandretardenter på miljön kan vara både akuta och långsiktiga. Akuta effekter kan exempelvis vara negativ påverkan på grund av höga eller låga pH-värden, toxiska effekter och kvävning/syrebrist. Övergödande ämnen tillför näringsämnen, framförallt kväve och fosfor, till miljön vilket kan leda till igenväxning, algblomning och att arter som är anpassade till näringsfattiga förhållanden dör ut. En ökad biomassa leder också till ökad nedbrytning, som kan resultera i syrebrist i vattenmiljön. Vissa växtarter påverkas negativt medan andra påverkas positivt som en konsekvens av kväve och fosfor i brandretardenterna. Detta kan leda till att vissa arter, i värsta fall invasiva, gynnas.

Användning av brandretardenter kan ge övergödande effekter i skogsmark då urlakning av kväve från brandretardenter till ytvatten kan uppstå i vissa typer av markområden. Hur långsiktiga effekterna kan bli kommer att bero på både vegetationstyp och väderförhållanden. En snabb utspädning eller en större sjö kommer att lindra effekterna. Brandretardenter som hamnar direkt i vatten kan ha negativa effekter på vattenkvaliteten. Vanligtvis är effekterna korta, eftersom utspädning sker när det drabbade vattnet rör sig nedströms.

Övergödning kan uppstå där redardanterna påverkar små vattenområden där utspädningen av det förorenade vattnet går långsamt. Den största påverkan från brandretardenter fås när produkterna sprids direkt till ytvatten och när naturliga förutsättningarna gör så att ammoniumsalterna bildar ammoniak, ett ämne som är giftigt för vattenlevande djur.

Studier i medelhavsregionen har visat att användning av ammoniumpolyfosfat har långvariga effekter på marklevande mikroorganismer och växter. Effekter upp till 10 år efter applicering har kunnat påvisas, exempelvis förhöjda halter av tillgängliga makronäringsämnen och den totala fosforhalten i jord, förändrad kaliumhalt i buskar, en minskad tillväxt för tallplantor, förändrad artsammansättning av buskar, och ändrad sammansättning av mikrobiella samhällen i jord (bilaga 1).

Eftersom ammonium och fosfat frigörs naturligt vid brand är det svårt att kvantifiera hur mycket som kommer från brandretardenten respektive branden. En studie där ammonium, cyanid och fosfat i bäckar från brandhärjade områden där retardenter använts jämfördes med bäckar utanför brandområdet kom fram till att användningen av brandretardent utgör liten risk för vattenkvaliteten då inga signifikanta skillnaderi vattenkemin kunde påvisas (Crouch m.fl. 2006).

En hög koncentration av brandretardenter har visat sig leda till fiskdöd. En ökad salthalt som följd av utsläpp av brandretardenter i vattnet kan leda till att fiskarna flyr, om det finns den möjligheten. Den koncentration av diammoniumfosfat som inte förväntas ge några effekter i miljön är uppskattat till 1,7 mg/l. Förekomst av natriumferrocyanid ökade konsekvent giftigheten av brandretardenterna för fiskar. Vid avsaknad av UV-ljus var produkterna med natriumferrocyanid mer än dubbelt så toxiska jämfört med produkter utan natriumferrocyanid. Vid närvaro av UV-ljus dubblerades toxiciteten.

Begränsade studier har även gjorts på fåglar med resultatet att brandretardenter klassas som icke toxiska för fåglar.

Kunskapsluckor och framtida åtgärder

4. Kunskapsluckor och framtida åtgärder

Miljöeffekter av långtidsverkande brandretardenter beror till största del var i landet som de appliceras och i vilken koncentration. Baserat på studier och erfarenheter från andra länder bör dessa inte användas i stor skala, i förhållande till de rådande naturvärden där släckningen utförs. Faktorer som påverkar huruvida brandredardanterna ger allvarliga effekter beror till största del på mängden retardent i förhållande till miljöns känslighet, som i sin tur bestäms av eventuella skyddsvärden och miljöns förmåga att buffra och späda ut brandredardenterna.

Med den kunskapsbas som finns idag dras slutsatsen att för de arealer som generellt är inblandade i en skogsbrand och med det användningsområde som retardenterna är avsedda för, d.v.s. att fördröja spridning via begränsningslinjer (US Forest Service), tillförs troligtvis inte mer ammonium vid släckning jämfört med hur mycket ammonium som frigörs när vegetationen brinner. Negativa miljöeffekter är därför inte att förvänta om inte stora mängder retardent sprids över begränsade eller särskilt känsliga områden. I Sverige har cirka 13 % av landytan en skyddsstatus av någon form, exempelvis naturreservat, biotopskyddsområde och Natura 2000-område. Metoden och strategin för att applicera brandretardenterna blir därför betydelsefull för att begränsa miljöbelastningen och samtidigt uppnå högsta möjliga effektivitet och träffsäkerhet.

Det finns dock en stor osäkerhet gällande det kemiska innehållet av olika brandretardenter vilket är mycket problematiskt. Kända toxiska ämnen bör undvikas helt, exempelvis cyanid som tagits upp i denna rapport.

Med tanke på de kunskapsluckor som visas och de tänkbara effekter som brandretardenter kan ge på miljön är det av yttersta vikt att man noga studerar påverkan på miljön efter en insats. Det bör därför finnas en beredskap där man snabbt kan starta provtagning av vatten- och markmiljö efter en skogsbrand.

Det är viktigt att förstå hur skogsbrandsläckningen påverkar mark- och vattenkvaliteten för att kunna förebygga miljökatastrofer vid en eventuell ökning av extrema väderhändelser.

Följande kunskapsluckor har identifierats:

- Merparten av den tillgängliga litteraturen diskuterar produkter som inte längre används, huruvida kunskapen kan användas på de produkter som används idag är oklart.
- Det finns väldigt lite information om hela produktens miljöpåverkan.

- Flera produkter på marknaden, bland annat Fire-Trol 931 som används på den europeiska marknaden, innehåller ingredienser som är företagshemligheter och inte behöver redovisas i säkerhetsdatablad.
- I den här studien saknas en nationell baslinjevärdering som fastställer grundmiljön. Denna ska användas för att bedöma risken av applicering av brandretardenter till miljön.
- Det finns få uppföljningar som studerar hur hög koncentration av brandretardenter och dess beståndsdelar som återfinns i miljön efter en insats. Det går därför inte att göra en kvantitativ riskbedömning.
- Det saknas information om effekter på vissa trofiska nivåer, exempelvis marklevande organismer som daggmask.
- Det finns ingen information om hur spridningen via flygplan kan medföra effekter på närliggande områden, det vill säga hur långt från träffområdet retardenterna kan spridas.

Följande rekommendationer om framtida åtgärder ges baserat på dagens kunskapsläge:

- Tillsatsmedel med så liten miljöpåverkan som möjligt ska väljas, vilket innefattar hänsyn till inblandning, släckeffektivitet, och akuttoxicitet. Miljölagstiftningens substitutionsprincip (miljöbalkens andra kapitel, produktvalsprincipen) ska alltid följas, det vill säga undvika att använda produkter om de kan ersättas med produkter som kan antas vara mindre farliga.
- Om brandretardenter med okänt innehåll appliceras förutsättningslöst vid skogsbekämpning kan människor, djur och natur påverkas negativt. Möjligheten att kräva registrering och godkännande av hela produktens innehåll hos Kemikalieinspektionen bör därför utredas.
- Det bör på nationell och myndighetsöverskridande nivå arbetas fram en plan för restriktionsytor och buffertzoner för applicering av brandretardenter vid skogsbrandsbekämpning för att skydda naturvärden
- Det bör i samband med ovanstående punkt beslutas med vilken metod brandretardenter får användas och spridas med tanke på naturskyddsvärden och vattentäkter.
- Det är önskvärt att etablera en beredskap där man snabbt kan starta provtagning av vatten- och markmiljö efter en skogsbrand för att studera effekter och bättre förstå miljöpåverkan. I dagsläget går det inte att kvantitativt bedöma hur stor påverkan brandretardenter har på den svenska miljön i relation till själva brandens påverkan.

Referenser

Crouch, R. L., Timmenga, H. J., Barber, T. R. and Fuchsman, P. C. (2006). 'Postfire surface water quality: Comparison of fire retardant versus wildfire-related effects', Chemosphere, 62(6), 874–889.

Giménez, A., Pastor, E., Zarate, L., Planas, E. and Arnaldos, J. (2004). Long- term forest fire retardants: A review of quality, effectiveness, application and environmental considerations, International Journal of Wildland Fire, 13(1), 1–15 .

Gould, J. S., Khanna P. K., Hutchings P. T., Cheney N. P. and Raison R. J. (2000). Assessment of the effectiveness and environmental risk of the use of retardants to assist in wildfire control in Victoria, Melbourne: Fire Management, Dept. of Natural Resources & Environment, [Melbourne].

Kemi. 2015. Chemical analysis of selected fire-fighting foams on the Swedish market. PM 6/15.

Kärrman A, Bjurlid F, Hagberg J, Ricklund N, Larsson M, Stubleski J, Hollert

H. (2016). A study of environmental and human health impacts of firefighting agents. Örebro University, s. 57. urn:nbn:se:oru:diva-54919

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

Liodakis, S., Katsigiannis, G. and Lymperopoulou, T. (2007). Ash properties of Pinus halepensis needles treated with diammonium phosphate.

Thermochimica Acta, 453(2), 136–146

Liodakis, S. and Tsoukala, M. (2009). 'Ash Leaching of Forest Species Treated with Phosphate Fire Retardants', Water, Air, and Soil Pollution, 199(1), 171–182.

Naturvårdsverket 2019. https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Skydd-av-natur/ Tillgänglig 2019-05-14

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

U.S. Forest Service. Tillgänglig 2019-05-01 https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprd3851594.pdf

Säkerhetsdatablad:

Phos-Chek. Perimeter Solutions, USA.

Fire-Trol. Biogema – Perimeter Solutions, Frankrike.

Bilaga 1

Kunskapssammanställning

ÖREBRO UNIVERSITET

Miljöpåverkan från long-term fire retardants – brandretardenter

Reviderad slutversion Göteborg, 2020-06-05

Miljöpåverkan från long-term fire retardants – brandretardenter

Kunskapssammanställning

Upprättad	2019-04-04
Reviderad	2020-06-05 (redaktionella ändringar)
Uppdragsnummer	1320041226
Utgåva/Status	Reviderad slutversion
Uppdragsledare	Nina Wennström (miljövetare)
Handläggare	Valentina Ricottone (dr akvatisk ekotoxikologi) och Jon Höglund (ekotoxikolog)
Specialist	Kathryn Burger (ekotoxikolog) och Sara Grundén (toxikolog)
Granskare	Nina Wennström, Samantha Deacon (ekotoxikolog) och Sara Grundén
Illustration	Emma Nordin

Ramböll Sverige AB

Box 5343, Vädursgatan 6

402 27 Göteborg

Telefon 010-615 60 00

Unr 1320041226 Organisationsnummer 556133-0506

Sammanfattning

Uppdraget

Ramboll har fått i uppdrag av Örebro universitet att sammanställa tillgänglig litteratur gällande miljöeffekter av long-term fire retardants (tillsatsmedel) som används vid bekämpning av skogsbränder med flygplan i Kanada, USA och Europa. Sammanställningen ska visa den kunskap som finns om hur människa, djur och växter påverkas vid användandet av dessa tillsatsmedel, samt vilka kemiska ämnen som ingår.

I uppdraget ingick också att göra en översiktlig sökning och sammanställning avseende om myndigheterna i Kanada och USA har sammanställt någon information om produkternas miljöpåverkan eller lämplighet i användande, samt vilka rekommendationer de ger i övrigt.

I uppdraget ingick inte att göra en jämförelse mellan long-term fire retardants miljöpåverkan och annan brandbekämpning eller de miljöeffekter som fås om branden inte släcks.

Beskrivning av long-term fire retardants

Long-term fire retardants är kemikalier (i rapporten kallade brandretardenter) som ska förhindra förbränningsreaktioner, minska brandintensiteten och göra brandens framfart långsammare. De fungerar även efter att vattnet har förångats. De är tänkta att appliceras på ett område beläget utanför den aktiva branden för att förhindra att branden sprider sig över området. Det finns brandretardenter som ska användas på mark och från luften (med flyg eller helikopter).

Brandretardenterna består till största del av ammoniumbaserade fosfater eller sulfater, men även av tillsatsmedel som förtjockningsmedel (gummi eller lera), bindemedel, antikorrosiva medel, klumpförebyggande medel och färgämnen. Brandretardenter förekommer som pulver eller koncentrat och blandas med vatten till en föreskriven koncentration i brukslösningen. Färgämnet, ofta järnoxid, tillsätts för att det ska gå att se var spridning har skett.

I såväl USA och Kanada dominerar Phos-Check marknaden för brandretardenter. I Europa dominerar Fire-Trol marknaden. Både Phos-Check och Fire-Trol har samma tillverkare och likartade ingredienser.

Produktinnehåll

Det är oklart om Fire-Trol 931 (som säljs i Europa för spridning från luften) samt Fire-Trol 934 och Fire-Trol 936 (som säljs i Europa för spridning från marken) innehåller natriumhexaferrocyanid eller ett likartat ämne. Avsnitt 10 i säkerhetsdatabladet ger information som indikerar att så kan vara fallet. Om det stämmer så kan ämnena i vattenlösning i närvaro av solljus bilda fri cyanid och bidra till att brandretardenterna är betydligt mer toxiska än likvärdiga brandretardenter utan sådant innehåll. Inga av de olika varianter av Phos-Check som godkänns för användning i USA innehåller något cyanidbaserat ämne.

Nedbrytning och bioackumulering

Ammoniumfosfat och diammoniumfosfat är oorganiska ämnen och förväntas inte bioackumuleras. I vattenhaltig lösning dissocieras ammoniumfosfaterna fullständigt till ammoniumjoner och fosfatjoner. Ammonium kan omvandlas till ammoniak. Andelen ammoniak ökar kraftigt med förhöjt pH-värde eller temperatur.

Påverkan på markekosystem

När brandretardenter sprids över ett skogsområde kommer trädkronor, undervegetation och mark att kunna påverkas av brandretardenterna. Beståndsdelarna i brandretardenten kommer att ha olika effekter i miljön beroende på klimat, marktyp och avrinningsförhållanden. Den huvudsakliga ingrediensen i de flesta brandretardenter, ammoniumsalter, förväntas lösas upp i kontakt med vatten. Det gör att produktens beståndsdelar antingen tränger ner i marken om jordarten är av en fuktig art, eller följer med vattenavrinningen till vattenförekomster. Granskade studier visar att användandet av stora volymer av brandretardenter vid bekämpning av brand kan förändra markegenskaperna och dess tillgänglighet av näringsämnen, främst på grund av det ökade tillskottet av kväve och fosfor, men även på grund av förändrade metallhalter och pH-nivåer.

Kortsiktiga toxiska effekter kan uppstå på markekosystem till följd av applicering av brandretardenter, men på längre sikt förefaller eventuella effekter av detta slag vara av mindre betydelse. Den huvudsakliga påverkan på markekosystem kommer istället att vara sekundära effekter som uppstår på grund av förändrade näringsförhållanden och förändrad artstruktur.

På sikt förefaller den största påverkan på mark vara ansamling av fosfor i marken, vilket kan skapa gynnsamma förhållanden för vissa mikrobiella arter samt och växter, beroende på vilka arter som svarar positivt på ökade mängder näringsämnen. Detta kan leda till en förändrad artsammansättning över tid. Ogräsinvasion kan uppkomma och vissa växter kan bli vanskapta.

Enligt granskade studier är risken för allvarliga effekter från användandet av brandretardenter på markekosystem låg. Det saknas dock forskning om hur t.ex. fuktiga jordar och dess ekosystem påverkas över en längre tidsperiod, vilket skulle kunna vara ett vanligt scenario i svenska ekosystem.

Påverkan på djurliv på mark

Generellt finns det få studier (fält eller laboratorium) på vissa trofiska nivåer, inklusive jordlevande organismer, fåglar och andra terrestra organismer.

Jordlevande organismer, såsom daggmaskar, är nyckeln till att upprätthålla markens hälsa. Det finns inga fältstudier som karakteriserar effekterna av brandretardenter på fåglar. Den enda studien som var tillgänglig inom ramen för detta projekt var en laboratorieundersökning baserad på oral akut toxicitet. I studien bedömdes brandretardenten vara icke toxiska för fåglar. Det fanns inga kontakt- eller aerosolstudier tillgängliga i litteraturen.

De indirekta effekterna av användningen av brandretardenterna kan innefatta att vegetation och livsmedelskällor beläggs med ett lager brandretardenter som konsumeras av markbundna arter. Omfattningen av intaget beror på den mängd brandretardent som används, tidpunkt för intag efter spridning och djurets förmåga att undvika att äta föda som är belagda med brandretardenter.

Påverkan på akvatiska system

Påverkan på vattenmiljön beror på sammansättningen av brandretardenten och vad som händer efter att den applicerats. Vägen till vattenmiljön påverkas av ingående ämnens nedbrytbarhet, löslighet och rörlighet över land eller infiltrering genom jordar till grundvattenförekomster, avstånd mellan appliceringsplats och vattenförekomster och känslighet hos organismer som kommer i kontakt med produkten och eventuella nedbrytningsprodukter.

Enligt studerad litteratur verkar följande faktorer i allmänhet öka risken för negativa effekter på ytvattenförekomster (bland annat pga. ökad spridning och liten utspädning): låg organisk halt i jord, branta lutningar ner mot vattenförekomster, låg permeabilitet i jord (t.ex. lera), högt pH i mottagande vatten och små vattenförekomster eller lågt flöde.

Enligt granskade studier kan felaktig användning eller oavsiktlig spridning direkt i vattendrag vara ett potentiellt hot mot vattenlevande organismer.

Direkta effekter som kan uppstå på miljön involverar akut och kronisk toxicitet för akvatiska organismer. Kungslaxyngel visade en hög känslighet för brandretardenter, där hälften av fiskarna i ett laboratorieförsök inte överlevde koncentrationer som står för 0,10 % och 0,15 % av den föreslagna brukslösningen. Kroniska effekter påvisades i några studier där kungslaxyngel visade en sämre fysiologisk utveckling när de exponerats för brandretardenter jämfört med en oexponerad kontrollgrupp.

Ingående komponenter i de olika formuleringarna visar olika toxicitet. Ammoniumsalter och dess joner förefaller vara relativt icke-toxiska både som salt och upplöst i vatten, förutsatt att inte ammoniak bildas. Ammoniak kan bildas antingen via förbränning eller vid reaktion mellan ammonium och hydroxidjoner i vattenmiljön. Ammoniak är känt för att vara mycket toxiskt för vattenlevande organismer. Ammoniak tränger igenom cellmembran i gälar och är mycket giftig vid höga koncentrationer. Vid ökade pH-värden ökar förhållandet mellan ammoniak och ammoniumjoner och därmed lösningens toxicitet.

Antikorrosionsmedel som natriumferrocyanid användes i toxicitetstester på regnbågslax och leopardgrodor och uppvisade en hög toxicitet. Toxiciteten ökade dessutom vid höga halter UV-ljus (solljus) eftersom fri cyanid frigörs via fotolys.

Övergödning kan också ge negativa effekter på vattenmiljöerna. I granskad litteratur finns kunskapsluckor relaterade till potentiell övergödning av vattenförekomster som följd av applicering av brandretardent. Olika författare har funnit bevis på urlakning av kväve och fosfor till vatten från mark behandlad med brandretardent, men ingen empirisk studie har genomförts för att samla bevis på effekt i vattenmiljön. De flesta studierna tyder på att dessa tillstånd kan leda till övergödning, men inga verkliga miljöstudier eller laboratorieförsök har utförts rörande brandretardenters påverkan på övergödning. Med ett utvidgat sökkriterium för litteraturen hade studier rörande ammoniumsalters övergödningseffekter kunnat studeras noggrannare. Men med tanke på att ammoniumfosfatföreningarna är kända för att vara övergödande är det rimligt att anta att en övergödande effekt kan uppkomma om höga koncentrationer av ammoniumfosfaterna når vattenmiljön. I Sverige är normalt fosfor den begränsande faktorn för övergödning i sötvatten medan kväve är den begränsande faktorn i haven.

Påverkan på hälsa

Baserat på den tillgängliga informationen i säkerhetsdatabladen för de produkter som finns tillgängliga på den europeiska marknaden för spridning med flygplan/helikopter (Fire-Trol 931 och Phos-Check LC95A), så har de en låg faroprofil utifrån ett hälsoperspektiv, då det främst rör sig om risk för mild ögon- och hudirritation. En informationsbrist i de befintliga säkerhetsdatabladen är avsaknaden av resultat från långtidsstudier. Detta är en viktig parameter för att se om produkterna skulle kunna orsaka några hälsoeffekter på längre sikt efter upprepad exponering, som exempelvis cancer, reproduktionsstörningar, eller effekter på specifika organ.

En riskbedömning av påverkan människors hälsa på grund av användningen av brandretardent har gjorts för Phos-Chek LC-95 (AR, AF, A-FX), Phos-Chek MVP-F och Phos-Chek 259-Fx. Analysen indikerade att de medför en försumbar risk för brandbekämpningspersonal och personer som skulle komma in i det område där brandretardenter appliceras. Försumbara risker förutspåddes dessutom för vuxna och barn om de rengör en yta som har behandlats med brandretardent eller om de utsätts för brandretardenter på grund av ett oavsiktligt exponeringsscenario.

Under de många år som dessa kemikalier har använts för brandbekämpning i andra länder, har rapporter om negativa hälsoeffekter begränsats till hud- och ögonirritation och potentiella allergiska reaktioner.

I studerad litteratur saknas karaktärisering av exponering via grundvatten och dokumenterade uppmätta grundvattenkoncentrationer.

Om brandretardenter hamnar i dricksvattnet så kan det påverka vattenkvalitén för dricksvattnet. Kväve kan urlakas till vattenmiljön och metaller kan lakas ut till vattenmiljön på grund av jordens ökade surhet i närvaro av ammoniumbaserade medel.

Det finns inga uppgifter i den studerade litteraturen angående påverkan från aerosoler som uppstår när brandretardenterna sprids med flygplan. Även information kring risken för upptag av dessa ämnen via huden var otillgänglig för de flesta kemikalierna. Inte heller fanns data om potentialen för sekundärförgiftning på grund av biprodukter från bränder och brandretardanter tillgänglig.

Träffsäkerhet och vikt av restriktionsytor

Eftersom ammoniumfosfatföreningarna är väldigt vattenlösliga kommer större utsläpp av brandretardenter i vattenområden inte gå att sanera eller tas omhand på något rimligt och ekonomiskt försvarbart sätt, såsom det kan gå att göra med icke-vattenlösliga ämnen med lägre densitet, exempelvis oljeföroreningar.

USA och Kanada har gjort miljöbedömningar och kommit fram till att det krävs nationella riktlinjer och restriktionsytor för spridning av brandretardenter för att undvika negativa effekter på miljön. Detta bör gälla även i Sverige om brandretardenter ska användas. Rekommendationer och restriktionsytor bör tas fram tillsammans med berörda myndigheter och aktörer. Krav på riktlinjer för användning och spridning av brandretardenter bör gälla såväl för spridning från mark som från luften. Det bör även finnas riktlinjer för hur skopning av vatten ska gå till för att inte kontaminera vattenområdet varifrån vatten tas.

USDA Forest Service medger att felappliceringar förekommer. Träffsäkerheten från land måste rimligen antas vara betydligt större jämfört med när brandretardenter sprids från luften. Med användande av helikopter kan det vara enklare att rikta spridningen av brandretardenterna rätt jämfört med användande av flygplan.

Övergripande slutsatser

Analysen visade att litteraturens bredd i allmänhet var bra för en riskbedömning, men identifierade några kunskapsluckor på följande områden som sammanfattas kortfattat nedan:

- Miljöpåverkan eller riskdata (fält eller laboratorium) saknas för vissa trofiska nivåer, inklusive vattenlevande organismer, jord och andra organismer som lever i jord.
- Information är begränsad rörande var ämnena hamnar i miljön.
- Miljöpåverkan och riskdata saknas för vissa produkter och ingående ämnen.
- Vissa data om hur människors hälsa påverkas saknas.
- Medan de primära komponenterna i varje produkt identifierades, finns det ytterligare ingredienser i varje formulering som är företagshemligheter och inte behöver offentliggöras. Detta omöjliggör en riskbedömning för miljö och hälsa av dessa okända kemikalier.
- Hur toxiskt en specifik formulering är styrs inte alltid av enskilda ämnen, utan kombinationen av olika kemikalier. Kombinationer kan reagera och uppträda annorlunda jämfört med enskilda kemikalier. Hur dessa produkter beter sig i miljön är således en kunskapslucka inom denna kunskapssammanställning.

I många länder används brandretardenter för att det är brist på vatten och brandretardenterna kan bidra med att vinna mer tid till marktrupperna. I Sverige behöver det nödvändigtvis inte vara brist på vatten vid skogsbrandsinsatser. Inför upprättande av denna rapport saknades grundläggande information om det egentligen föreligger ett behov av att använda brandretardenter från luften i Sverige. Information kring vilka specifika förutsättningar som i sådana fall skulle gälla för att vissa ytor skulle behöva påföras brandretardenter saknades också.

Sammanfattningsvis framgår det inte om man i Sverige kan få samma åtgärdsnivå genom att enbart använda vatten i flygplanen och helikoptrarna.

Trots att en del av den litteratur som granskats har rapporterat isolerade effekter som uppstått av brandretardenter och dess komponenter är det svårt att dra en samlad slutsats om vilken miljöpåverkan en brandbekämpningsinsats med användande av brandretardent från luft kan medföra. Effekterna i miljön beror på platsspecifika förhållanden, livsmiljöns känslighet, spridningsmetod med mera.

Spridning av brandretardent från luften kan medföra svårigheter att rikta spridningen. Det är särskilt viktigt att undvika spridning av brandretardenter i restriktionsytor såsom vattenområden och skyddsvärda habitat. I de fall många restriktionsområden infaller nära varandra kan det begränsa möjligheterna till att sprida brandretardenter med flygplan och helikopter utan att riskera att råka utföra en felapplicering.

Innehåll

1. Inledning 33

2. Släckning av skogsbränder med long-term fire retardants 34
2.1 Användning av brandretardenter i andra länder än Sverige 35
2.1.1 Användning av brandretardenter i USA 35
2.1.2 Användning av brandretardenter i Kanada 42
2.1.3 Användning av brandretardenter i Australien 43
2.1.4 Användning av brandretardenter i Europa (utom i Sverige) 43
2.2 Användning av brandretardenter i Sverige 44

3. Utvärderingsmetod 45
3.1 Litteraturgenomgång 46
3.2 Analys av kunskapsluckor 46
3.3 Konceptuell modell för spridning och påverkan 46
3.3.1 Basvillkor 47
3.3.2 Exponering från luft 48
3.3.3 Terrester exponeringsväg 48
3.3.4 Akvatisk exponeringsväg 49
3.4 Riskbedömning 50

4. Produktsammanfattning 51

5. Några allmänna förhållanden i Sverige 61
5.1 Beskrivning om övergödning 61
5.2 Dricksvatten 62

6. Påverkan på miljö och hälsa 63
6.1 Egenskaper hos ingående ämnen i brandretardenterna 63
6.1.1 Vattenlöslighet 64
6.1.2 Adsorptionspotential 64
6.1.3 Bioackumulering och biodegradering 64
6.1.4 Fosfater 65
6.1.5 Ammonium 65
6.1.6 Tillgänglighet i mark och vatten 66
6.2 Möjlig miljöpåverkan 67
6.2.1 Produkternas pH-värde 67
6.2.2 Potentiell toxicitet i mark för mikroorganismer, invertebrater och växter 67
6.2.3 Potentiell toxicitet för akvatiska organismer 75
6.2.4 Potentiell övergödning av vattenförekomster 78
6.2.5 Potentiell toxicitet för övriga som exponeras 78
6.3 Återhämtning av brandhärjade skogar 79
6.4 Potentiell exponering och effekter hos människor 80
6.4.1 Information i säkerhetsdatablad 80
6.4.2 Information i litteratur 81

7. Kunskapsluckor 82

8. Sammanfattning av miljöeffekter och samlad bedömning **85**
8.1 Sammanfattning av metodik 85
8.2 Brandretardenters beståndsdelar 85
8.3 Nedbrytning och bioackumulering 86
8.4 Påverkan på markekosystem 86
8.5 Påverkan på djurliv på mark 87
8.6 Påverkan på akvatiska system 88
8.7 Påverkan på hälsa 89
8.8 Träffsäkerhet och vikt av restriktionsytor 90
8.9 Övergripande slutsatser 91

9. Referenser **93**

Bilagor

Bilaga 1. Lista över fire retardants som är tillåtna att användas i USA

Bilaga 2. Lista över fire retardants som är tillåtna att använda i Kanada

Bilaga 3. Tillförlitlighets- och relevanspoäng som används för att utvärdera litteraturdatabasen

Bilaga 4. Översikt över publikationer om long-term retardants och deras Miljöpåverkan samt kunskapsluckor

Bilaga 5. Poängsättning av den studerade litteraturen

1. Inledning

Ramboll har fått i uppdrag av Örebro universitet att sammanställa tillgänglig litteratur gällande miljöeffekter av long-term fire retardants (tillsatsmedel) som används vid bekämpning av skogsbränder med flygplan i Kanada, USA och Europa. Sammanställningen ska visa den kunskap som finns om hur människa, djur och växter påverkas vid användandet av dessa tillsatsmedel, samt vilka kemiska ämnen som ingår.

I uppdraget ingår inte att göra en jämförelse mellan long-term fire retardants miljöpåverkan och annan brandbekämpning eller de miljöeffekter som fås om branden inte släcks.

Fokus skulle ligga på Fire-Trol och Phos-Check, men de är också de produkter som dominerar marknaden i Nordamerika och Europa. I uppdraget ingick också att göra en översiktlig sökning och sammanställning avseende om myndigheterna i Kanada och USA har sammanställt någon information om produkternas miljöpåverkan eller lämplighet i användande, samt vilka rekommendationer de ger i övrigt.

Örebro universitet har tillhandahållit majoriteten av de vetenskapliga artiklar/rapporter som användes som grund i kunskapssammanställningen. Ramboll har också lagt till några studier som hittades i samband med policysökningen.

Ramboll har genomfört en översiktlig GAP-analys om vilken information som saknas för att kunna göra en bedömning av produkternas påverkan på miljö och hälsa.

2. Släckning av skogsbränder med long-term fire retardants

Fire retardants är kemikalier som används som tillsatsmedel för vatten för att bekämpa skogsbränder i många länder.

Det finns två typer av fire retardants som används vid bekämpning av skogsbränder: ”long-term retardant” och ”short-term retardant”. Short-term retardants är t.ex. brandskum som agerar genom att förbättra vattnets förmåga att släcka en eld.

Long-term fire retardants är kemikalier (retardenter) som ska förhindra förbränningsreaktioner, minska brandintensiteten och göra brandens framfart långsammare. De fungerar även efter att vattnet har förångats (USDA Forest Service, 2017). De är tänkta att appliceras på ett område beläget utanför den aktiva branden för att förhindra att branden sprider sig över området, dvs. för att förhindra brandens utbredning. Det finns long-term fire retardants som ska användas på mark och från luften (med flyg eller helikopter).

Produkterna är gjorda för att bindas till vegetation och vara effektiva i veckor, tills dess att de tvättas bort av nederbörd och då sprids vidare till jord och vattendrag.

Hädanefter i texten benämns long-term fire retardants som ”brandretardenter”.

Brandretardenter består till största del av ammoniumbaserade fosfater eller sulfater, men även av tillsatsmedel som förtjockningsmedel (gummi eller lera), bindemedel, antikorrosiva medel, klumpförebyggande medel och färgämnen. Brandretardenter förekommer som pulver eller koncentrat och blandas med vatten till en föreskriven koncentration i brukslösningen. Färgämnet, (ofta järnoxid) tillsätts för att det ska gå att se var spridning har skett.

Den aktiva ingrediensen i brandretardenterna är i de flesta fall ammoniumsalter, såsom ammoniumfosfat eller ammoniumsulfat. En vanligt förekommande aktiv ingrediens är diammoniumfosfat, som även används som gödningsmedel i jordbruk. Dessa salter förändrar förbränningen genom att främja bildandet av vatten, koldioxid och aska och minska andelen lättantändliga gaser (Liodakis et al., 2007). Den kemiska reaktion som uppstår minskar både upphovet till branden samt brandens intensitet (Bell, 2003).

De största fördelarna med att använda brandretardenter vid bekämpning av skogsbränder är att de snabbt kan appliceras med hjälp av flyg eller helikopter, man kan släcka små och avlägsna bränder som kan vara svåra att lokalisera från

marken, man får ökad säkerhet för brandpersonal eftersom bränder bekämpas från luften, samt att det går att använda i ojämn och stenig terräng där begränsningslinjer annars är farliga att anrätta (Gould, 2000). I många av de länder som påverkas av stora skogsbränder har användandet av brandretardenter blivit vanligt.

I den här rapporten utvärderas brandretardenternas eventuella påverkan på miljö och hälsa ur ett svenskt perspektiv med fokus på long-term retardants som appliceras med hjälp av flygplan.

2.1 Användning av brandretardenter i andra länder än Sverige

Brandretardenter har använts över hela världen vid bekämpning av skogsbränder i mer än 35 år, speciellt i Nordamerika, Australien och i medelhavsregionen (Hopmans and Bickford 2003).

I USA och Kanada används enbart olika formuleringar av Phos-Check brandretardenter. I Europa används brandretardenter i olika formuleringar under namnet Fire-Trol. Både Phos-Check och Fire-Trol har samma tillverkare, ICL Performance Products i USA. Ursprungligen tillverkades Phos-Check av Monsanto.

Produkterna användas bland annat i flera medelhavsländer (se avsnitt 2.1.4), Australien, Tunisien, Marocko och Israel (Schneider, muntligt).

I allmänhet undersöks både kemikaliernas effektivitet vid bekämpning av skogsbränder samt vilka potentiella risker som finns för miljö och hälsa. Varje land representerar en distinkt geografisk region i världen med specifika klimat, jordtyper, vattenförekomster, floror och faunor, som alla kan påverkas olika av brandretardenter. Eftersom denna kunskapssammanställning fokuserar på Sverige tillhandahålls följande avsnitt för jämförande ändamål.

2.1.1 Användning av brandretardenter i USA

I USA har brandretardenter använts sedan 1950-talet. I USA ansvarar den federala skogliga myndigheten, US Department of Agriculture Forest Service (USDA Forest Service) för användning av och vägledning rörande brandretardenter i skog. Enbart brandretardenter som är utvärderade och godkända får användas. Om ändringar i innehåll sker måste de utvärderas på nytt innan produkterna får användas. I Bilaga 1 redovisas vilka produkter som för tillfället är tillåtna att använda och deras tillåtna mixkoncentrationer samt tillåtna appliceringsmetoder (vilka typer av luftfordon som får användas).

År 2003 lämnade Forest Service Employees for Environmental Ethics (FSEEE) en stämningsansökan till distriktsdomstolen i Montana där man krävde att USDA Forest Service måste följa miljölagstiftningen (National Environmental Protection Act - NEPA), analysera effekterna från spridning av brandretardenter från luft (flygplan) samt följa lagen om utrotningshotade arter (ESA). Vidare krävde FSEEE att USDA Forest Service måste samråda med myndigheten för fisk och djurliv, U.S. Fish och Wildlife Service (FWS), i frågan. Den 30 september

2005, beslutade distriktsdomstolen i Montana att USDA Forest Service bröt mot miljölagstiftningen och lagstiftningen om utrotningshotade arter. USDA Forest Service beordrades att genomföra en komplett miljöbedömning av användningen av brandretardenter (USDA Forest Service 2011).

Bakgrunden till att stämningsansökan lämnades in var att det 2002 hade skett en stor fiskdöd nära Bend, Oregon. Ett flygplan hade av misstag dumpat mellan 3 000–8 000 liter brandretardent i Fall river ca 4 mil söder om Bend, Oregon. Cirka 21 000 öringsyngel och laxfiskar hade dött längs en sträcka på över en mil nedströms dumpningsplatsen (Durango Herald, webb och Fox Network webb).

På grund av domstolens beslut gjorde USDA Forest Service 2007 den första miljöbedömningen i USA rörande användning av brandretardenter med flyg. USDA Forest service utfärdade februari 2008 ett beslutsmeddelande, Decision Notice, om att de inte kunde finna någon betydande miljöpåverkan med spridning av brandretardenter från luften luft (via flyg/helikopter). Man integrerade de försiktighetsåtgärder som U.S. Fish och Wildlife Service (FWS) och National Marine Fisheries Service (NMFS) hade föreslagit i samrådsförfarandet (”Guidelines for aerial application of fire retardant and foams near waterway” utfärdad av USFS 2000). Samma år lämnade FSEEE in en ny stämningsansökan till distriktsdomstolen. Den här gången stämde FSEE inte bara USDA Forest Service, men också FWS och NMFS. FSEE utmanade både miljöbedömningen och samrådet.

Den 27 juli 2010 beslutade distriktsdomstolen i Montana att miljöbedömningen från 2007 stred mot miljölagstiftningen (NEPA) och att USDA Forest Service måste göra en komplett miljöbedömning. Domstolen beslutade också att samrådet varit i strid med lagstiftningen för skyddade arter (ESA). Domstolen upphävde beslutsmeddelandet och beslutade att US Forest Service, FWS och NMFS måste vidta åtgärder med anledning av lagbrotten och ta fram ett nytt beslutsmeddelande senast december 2011.

USDA Forest Service utfärdade 2011 ett nytt beslutsmeddelande och en miljökonsekvensbedömning. I beslutsmeddelandet framfördes att brandretardenter inte fick släppas över restriktionsytor för hotade, skyddsvärda och känsliga arter eller i vattenområden. Kraven specificerades, dessa framgår i avsnitt 2.1.1.2. Ett nytt rapporteringsverktyg utvecklades också. (USDA Forest Service 2011).

2.1.1.1 Några slutsatser i beslutsmeddelandet 2011 om påverkan från brandretardenter

Jordar

Beslutsmeddelandet anger att användning av brandretardenter kan ge övergödande effekter i skogsmark. För näringsfattiga jordar (sandiga, med lågt organiskt materialinnehåll), kan tillsats av kväve och fosfor förbättra tillväxten (produktiviteten) på kort sikt. För redan produktiva jordar (lera, med hög organisk halt), kan de ytterligare näringsämnena ha en försurande effekt och minska markens pH, vilket gör vissa näringsämnen otillgängliga. En indirekt effekt av användningen av brandretardenter är en ökad vegetationstillväxt och potentiell förändring av vegetationens struktur och sammansättning. Urlakning av kväve från brandretardenter till ytvatten kan uppstå i markområden med grovt material. Effekternas varaktighet kommer att bero på vegetationstyp och väderförhållanden.

Hydrologi

Beslutsmeddelandet anger att brandretardenter som hamnar i vatten kan ha negativa effekter på vattenkvaliteten. Vanligtvis är effekterna korta, eftersom utspädning sker när det drabbade vattnet rör sig nedströms. Övergödning kan uppstå där brandskyddsmedel påverkar små vattenområden där snabb utspädning av det förorenade vattnet inte sker. Användande av brandretardenter i enlighet med beslutsmeddelandet (följa restriktionsytor mm) skulle sällan medföra negativ påverkan. Även om felanvändningar leder till att spridning sker inom buffertzonen, kan effekterna vara minimala om brandretardenterna hamnar mer än ca 3 meter från ytvattnet. Markområden som är branta och steniga med grovt material och lite vegetation har större potential för spridning av brandretardenter till vatten.

Vattenlevande ryggradsdjur och ryggradslösa djur

Beslutsmeddelandet nämner ett antal olika typer av hotade och skyddsvärda arter (som anknyter till restriktionsytorna) och upplyser om att en förlust av ryggradslösa djur kan påverka näringskedjan.

Om ett undantag från buffertzonerna för vattenområden görs eller en felapplicering sker och brandretardenterna hamnar i vattenområden kan direkta toxiska effekter uppstå för vattenlevande organismer. Dessa effekter kan innebära en försämrad livsmiljö för akvatiska populationer och kan leda till att organismer dör, vilket kan minska biodiversitet/artsammansättning/mängd arter.

Indirekt finns risken för ökade näringsämnen i vattenområden om undantag från buffertzonerna för vattenområden görs eller felapplicering sker. Det finns risk för övergödning i vattenmiljöer. Det kan resultera i en förändring i mängd av ryggradslösa djur (primärproducenter) och artssammansättning, som påverkar livsmedelsresurserna för vattenlevande ryggradsdjur. Dessutom kan tillströmningen av näringsämnen gynna en ökning av befintliga populationer av invasiva vattenlevande arter. Många av dessa arter är starka konkurrenter, opportunistiska och medföra negativ inverkan på de inhemska vattenlevande populationerna.

Växtliv och habitat

Beslutsmeddelandet nämner att det finns studier som visar att det finns potential för att vissa växtarter påverkas negativt medan andra påverkas positivt som en konsekvens av innehållet av kväve och fosfor i brandretardenterna.

Genomförandet av beslutsmeddelandet ger ytterligare restriktionsytor för vissa arter och deras utsedda kritiska livsmiljöer för att förhindra potentiella negativa effekter, såsom potentiella toxiska effekter på växter eller hot från närliggande invasiva växtsamhällen som kan inkräkta på kritiska livsmiljöer om tillsatta näringsämnen är tillgängliga.

Vilken effekt brandretardenterna har på växtsamhällen förväntas variera beroende på platsspecifika förhållanden. En ökning av vegetationstillväxt som ett resultat av tillförsel av näringsämnen kan medföra en positiv inverkan på vissa inhemska växtsamhällen. Brandretardenterna kan också leda till förändringar i växtstrukturen eller sammansättningen, beroende på vilka arter som svarar positivt på näringsämnen. Omfattningen och typen av förändring som uppkommer är mycket platsspecifik och påverkas av många andra faktorer än brandretardenterna. Invasiva främmande arter kan öka i vissa områden där produkterna appliceras.

Djurliv och habitat

Vikten av att undvika spridning inom restriktionsytor betonas i beslutsmeddelandet. Arter i skogen med begränsad rörlighet påverkas direkt av spridningen av brandretardenter. De indirekta effekterna av användningen av brandretardentera kan innefatta att vegetation och livsmedelskällor beläggs med ett lager brandretardenter som konsumeras av markbundna arter. Omfattningen av intaget beror på den mängd brandretardent som används, tidpunkt för intag efter spridning och djurets förmåga att undvika att äta föda som är belagda med brandretardenter. Användningen av restriktionsområden kan bidra till att minimera direkta och indirekta effekter på artpopulationer som kan påverkas under en kritisk period av deras livscykel.

2.1.1.2 Riktlinjer för spridning med flyg

USDA Forest Service har tagit fram riktlinjer för användning av brandretardenter med flygplan, kallad ”Implementation Guide for Aerial Application of Fire Retardant”. Den senaste upplagan är från 2016.

Före brandsäsongen startar, rekommenderas att USDA Foreset Service ser till att hydrologer eller särskilda koordinatorer samordnar sig med sin statliga vattenkvalitetsbyrå för att diskutera och dokumentera vilken rapportering som

krävs i händelse av spill eller felapplikation av brandretardent. Dessutom får de kännedom om vattenförekomsternas senaste status, eventuella områdesspecifika förutsättningar och områden med särskilda problem med vattenkvaliteten. De får också kännedom om enskilda och kommunala vattentäkter.

Brandbefäl och piloter är skyldiga (enligt beslutsmeddelandet från 2011) att undvika att brandretardenter används i skogliga restriktionsytor eller inom en 300 fot (nästan 100 m) buffertzon från en vattenförekomst. Detta måste följas utom i de fall där människoliv eller allmän säkerhet hotas och det rimligen kan förväntas att användning av produkterna inom restriktionsytorna skulle minska dessa hot.

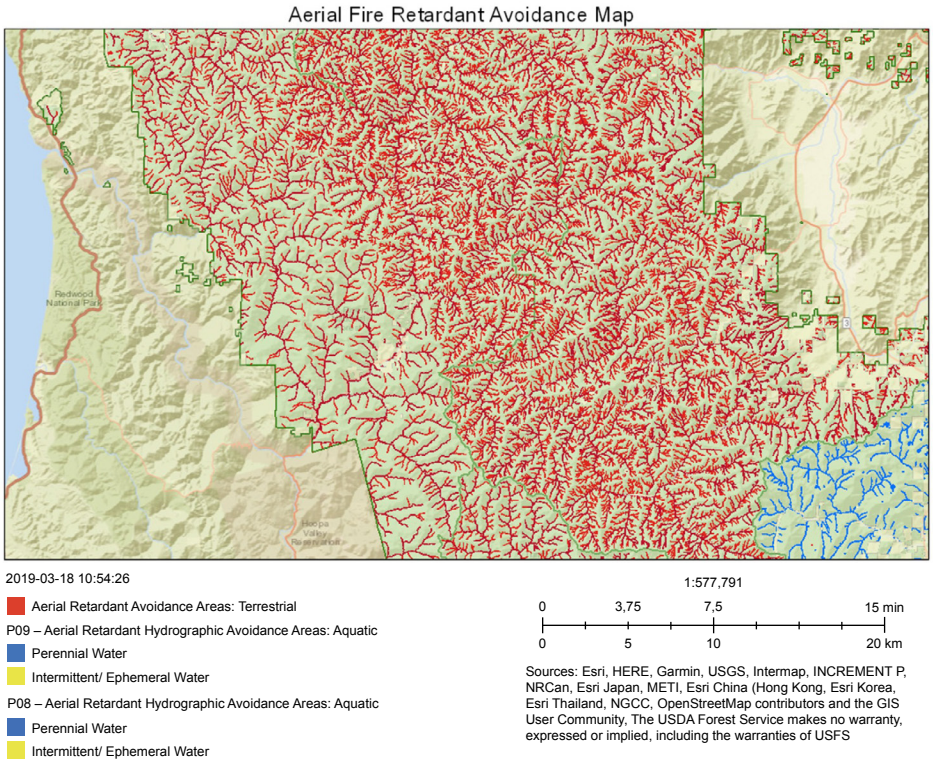
Beslutsmeddelandet har angett att nedanstående områden ska ingå i restriktionsytor på vilka brandretardenter inte får spridas:

- **Vattenområden.** Det ska tillämpas en buffertzon på ett minimum av 300 fot (ca 100 m) runt om vattenområdena enligt nedan. Avståndet kan vara större för vissa vattenområden pga. lokala förhållanden.
  - Vattendrag (även om de inte alltid är vattenförande)
  - Sjöar
  - Dammar
  - Källor
  - Reservoarer
  - Våtområden (mosse, våtmark etc.)
- **Skogliga restriktionsytor.** Det kan vara områden där det finns skyddade eller hotade arter eller särskilt skyddsvärda livsmiljöer (habitat), känsliga arter och utsedda kritiska livsmiljöer för dessa arter.
- **Restriktionsytor för kulturella värden.** Det kan vara områden där det finns fornlämningar, byggnadsminnen, kulturmiljöer eller andra historiska miljöer.

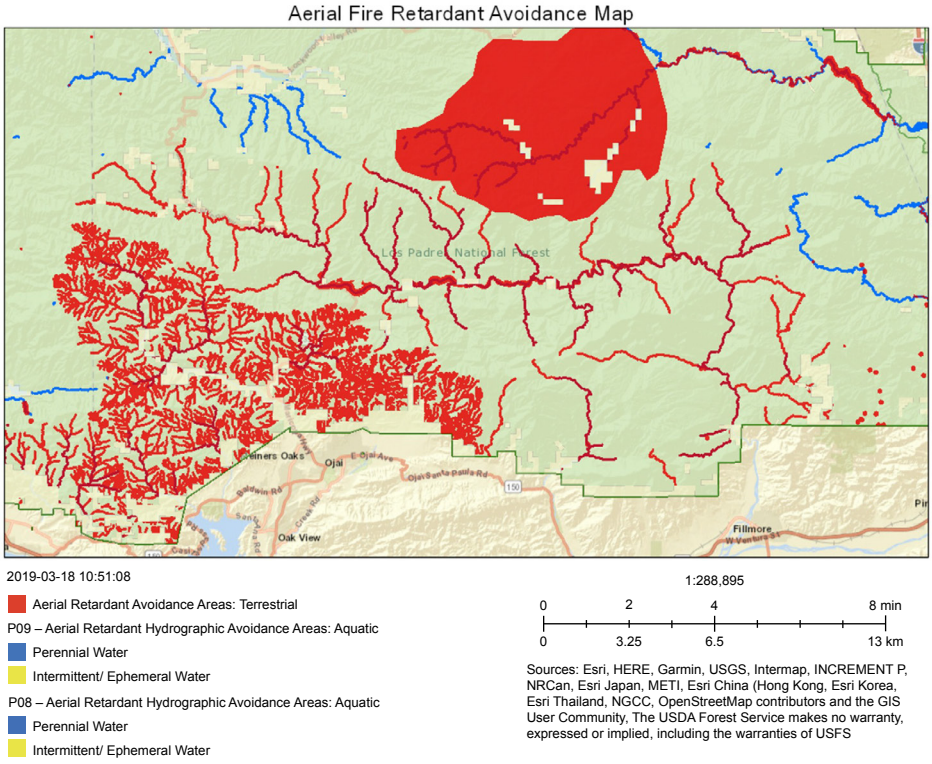
Alla restriktionsytor har blivit georefererade och finns i GIS-skikt. GIS-skikten kan laddas ned till GPS-enheter och användas inne i flygplanet eller helikoptern.

Hänsyn ska även tas till enskilda och kommunala vattentäkter, men det förefaller som att dessa inte alltid finns i GIS-skikten utan information om dessa fås på annat sätt, till exempel vid samrådet som ska ske.

Figur 1. Exempel på restriktionsytor i västra USA. Röd markering är skogliga restriktions-ytor och blå markeringar är vattenområden. Källa: USFS webb1



Figur 2. Exempel på restriktionsytor i västra USA. Röd markering är skogliga resriktions-ytor och blå markeringar är vattenområden. Källa: USFS, webb2



Innan brandretardenterna sprids ska piloten bli informerad om alla restriktionsytor. Piloten ska alltid göra en ”dry run”, d.v.s. övningsflyga över aktuellt skogsområde utan att använda någon brandretardent, för att identifiera samtliga restriktionsytor innan själva riktiga spridningen sker. Det räcker med ett övningstillfälle utan brandretardent även om piloten måste hämta nya laster (skopningar) med brandretardent för inövat område.

Piloten ska ta hänsyn till flygplanshastighet, specifika förhållanden och vind för att säkerställa att det går att undvika restriktionsytorna vid applicering.

Riktlinjerna innehåller också rekommendationer om årlig träning för piloter.

Användningen av brandretardenterna per flyg rapporteras årligen av Fire and Aviation Management (FAM) till de beslutsfattande myndigheterna.

USDA Forest Service har konstaterat att oavsiktlig, felaktig spridning av brandretardenter har skett i restriktionsytorna och kommer att ske i framtiden bland annat på grund av väderlek, sikt, att piloten gör fel, topografi med mera. Det finns särskilda riktlinjer för vilka åtgärder som ska vidtas och vilka myndigheter som ska informeras i händelse av felaktig spridning av brandretardenter i restriktionsområden. När spridning har skett inom en restriktionsyta, oavsett anledningen, ska det rapporteras, konsekvenser bedömas, miljöövervakas och avhjälpas vid behov.

2.1.1.3 Andra riktlinjer

Utöver de riktlinjer som finns i ”Implementation Guide for Aerial Application of Fire Retardant”, finns också riktlinjer för säkra höjder från vilken helikoptrar och flygplan får släppa produkterna. Vidare finns riktlinjer för hur skopning av vatten ska gå till för att inte kontaminera vattenområdet varifrån vatten tas (USFS, 2007).

Då det föreligger risk att brandretardenterna kan påverka effekten av andra släckmedel rekommenderar US Forest Service att flygplanstankar och annan utrustning ska sköljas noggrant innan byte av produkt sker. Produkterna kan dessutom vara korrosiva, varför det är viktigt att rekommenderade koncentrationer för brukslösningen följs.

2.1.1.4 Synpunkter på användningen

Förutom de stämningsansökningar som nämns ovan har även intresseorganisationer och allmänheten uttryckt oro för att brandretardenterna ska orsaka skada i miljön, till exempel i samband med en fiskdöd i Santa Barbara.

Firefighters United for Safety, Ethics and Ecology, en intresseorganisation för brandmän, har haft synpunkter på hur spridning av brandretardenter går till. De har uttryckt att brandretardenter överanvänds och släpps på fel ställen där det är minst troligt att de blir effektiva. De är avsedda att bromsa branden så att marktrupperna har tid att bilda begränsningslinjer. Men brandretardenter används istället för marktrupper, inte som ett komplement till dem. Organisationen menar att brandretardenter inte ska släppas i vildmark där det är branta slänter, tät skog och avsaknad av marktrupper. Då kommer branden till slut att gå igenom områdena som är behandlade med brandretardenter. De ska inte

heller användas på områden där människor och infrastruktur inte är hotade (Newsdeeply webb).

Firefighters United for Safety, Ethics and Ecology bedömer att en 100 m buffertzon runt vattenområden inte behöver vara tillräcklig eftersom oförutsedda vindförhållanden kan sprida brandretardenterna på ett mycket större avstånd än så. Organisationen framför att det är särskilt svårt att sikta rätt vid stora skogsbränder med stora utsläpp av rök. Då släpper piloterna brandretardenterna i blindo (Accuweather webb).

2.1.2 Användning av brandretardenter i Kanada

I Kanada är det vanligt att brandretardenter används vid bekämpning av skogsbränder. Däremot förekommer inget eget testande och godkännande av produkter, utan landet förlitar sig till vilka produkter som godkänts på den amerikanska marknaden. Produkterna som används i Kanada (se bilaga 2) är till största del samma som används i USA (se bilaga 1), vilket av många kanadensiska statliga myndigheter anses vara ett problem eftersom produkterna är anpassade efter amerikanska förhållanden (FPInnovations, 2011). Då ingen egen kanadensisk marknad finns för brandretardenter är det också svårt att styra utvecklingsriktningen, vilket kan begränsa framtida möjligheter till införskaffade av produkter om utvecklingen drivs i en annan riktning än vad som är acceptabelt enligt t.ex. kanadensisk miljölagstiftning.

I Bilaga 2 redovisas vilka produkter som för tillfället är tillåtna att användas och deras tillåtna mixkoncentrationer och appliceringsmetoder (vilka typer av luftfordon som får användas).

Att egen forskning och framtagande av brandretardenter saknas i Kanada beror främst på att kostnaderna är för höga, samt att produkterna som används i landet anses ha små eller inga effekter på miljön vid användning enligt amerikanska riktlinjer (Science Borealis, webb. Enligt kanadensiska staten är de produkter som används i landet inte toxiska för organismer i skogen (terrestra organismer), samt lågt till måttligt toxiska för akvatiska organismer, där fisk förefaller vara den mest känsliga trofiska nivån (Government of Canada, 2017).

Den största påverkan från brandretardenter fås när produkterna sprids direkt till ytvatten och ammoniumsalterna löses ut som ammoniak. Kanadensiska staten understryker att träffsäkerhet är nyckeln till en så liten miljöpåverkan som möjligt vid användande (Government of Canada, 2017), vilket har fått kanadensiska staten att använda sig av amerikanska riktlinjer. Dessa anger bland annat att produkterna inte får släppas närmre än 300 fot (nästan 100 m) från vattenförekomster om de släpps från flygplan och 100 fot (ca 30 m) om de släpps från helikopter, samt att vindhastigheter ska beaktas vid användandet. Utöver det ska i första hand helikopter användas för att sprida long-term retardant eftersom träffsäkerheten är betydligt högre jämfört med flygplan (Government of Canada, 2017; News Deeply, 2017).

På flygfältens förvaringsplatser av brandretardenter ska cisternerna förses med invallning som rymmer hela den lagrade volymen (Alberta Wildfire, 2012).

I Kanada finns en viss oro från allmänheten, myndigheter och miljögrupper för att användande av brandretardenter vid bekämpning av skogsbränder ska öka i samband med att antalet skogsbränder ökar (Alberta Wildfire, 2012), som en konsekvens av klimatförändringar, vilket leder till att landet i dagsläget tvingas välja mellan att antingen inte kunna begränsa skogsbränder, eller att potentiellt skada akvatiska ekosystem (CBC, webb).

2.1.3 Användning av brandretardenter i Australien

Australien har upprättat en policy för användande av brandretardenter till att bekämpa skogsbränder. I Australien är The Australasian Fire and Emergency Services Authorities Council (AFAC) den myndighet som ansvarar för brand, nödtjänster och markförvaltning i regionen. Enligt AFAC får endast produkter som har blivit godkända i USA användas i Australien.

Den australiensiska staten har beställt flera studier angående potentiell miljöpåverkan och övergripande effekt från kemikalierna. Tre studier har publicerats av delstaten Victorias hållbarhets- och miljödepartement. Den första var en sammanfattande bedömning av effekten och miljöpåverkan av brandretardenter (Gould, 2000). I den andra genomfördes en fältundersökning av brandretardenter på australiensisk ursprungsvegetation (Bell, 2003). I den tredje genomfördes en fältundersökning i delstaten Victoria där brandretardenter testades på mark (Hopmans and Bickford, 2003).

Delstaten Victoria är en av de regioner i Australien som drabbas hårdast av skogsbränder och är starkt beroende av att den ansvariga myndigheten bekämpar skogsbränder med hjälp av flyg och i vissa fall genom användande av brandretardenter. Brandretardenter har använts för att bekämpa skogsbränder i delstaten Victorias parker och skogar sedan 1967 och används idag vid cirka 10 % av alla bränder på allmän mark. Användandet av brandretardenter är framför allt användbart för att minska skogsbrändernas spridningshastighet på avlägsna och otillgängliga platser, vilket ger brandbekämpningspersonal mer tid för att skapa begränsningslinjer för att begränsa branden.

Den brandretardent som vanligtvis används i delstaten Victoria är Phos-Chek D75- R, som innehåller ammoniumsulfater, ammoniumfosfater, förtjocknings-medel, järnoxid och prestationshöjande ämnen (Hopmans and Bickford, 2003).

Australien har beställt flera detaljerade rapporter om effekterna från brandretardenter på terrestra ekosystem, men det saknas uppgifter om effekter som kan uppstå på akvatiska ekosystem. Effekter från kväve och fosfor är troligtvis högst lokala. Av större oro är lokal påverkan och transport till vattenförsörjningskällor av skadliga komponenter (Gould, 2000).

2.1.4 Användning av brandretardenter i Europa (utom i Sverige)

I Europa är Biogema leverantör av Fire-Trol och Phos-Check. De används i Frankrike, Spanien, Italien och Portugal. För användning med flygplan har de i dagsläget endast en produkt på den europeiska marknaden, Fire-Trol 931.

Phos- Check LC95A säljs för tillfället inte då den är under validering av företagets europeiska laboratorium. Denna produkt används dock av bland annat USA. Recepten för produkterna på den europeiska marknaden har inte ändrats på nästan 20 år. (Schneider, muntligt)

För användning på mark i Europa tillhandahåller ICL Performance products Fire- Trol 934 och Fire- Trol 936.

I tabell 1 framgår produkternas innehåll och ekotoxikologiska samt toxikologiska data.

Biogemas huvudsakliga konkurrent är Budenheim. De har sålt brandretardenter under namnet FR Cros 134 eller BUMA FR 134T. Av de översiktliga webbsökningar som gjorts gick det inte att hitta ett aktuellt säkerhetsdatablad och de verkar inte längre användas. Det konstaterades dock att användning av FR Cros har skett i Spanien. Dessa produkter har också samma huvudsakliga innehåll som Fire-Trol och Phos-Check, d.v.s. ammoniumpolyfosfat.

Ramboll respektive Örebro universitet gjorde översiktliga webbsökningar för att hitta nationella policys angående användningen av brandretardenter i Frankrike och Italien utan att hitta några. Det går dock inte att utesluta att sådana skulle hittas om en grundligare undersökning hade genomförts.

2.2 Användning av brandretardenter i Sverige

I Sverige har man hittills aldrig använt brandretardenter för bekämpning av skogsbränder från flygplan. I Sverige föreligger inte samma förhållanden som i flera av de länder där de används regelbundet. I dessa länder kan det vara torrt och svårt att få tag på vatten. (Andersson, muntligt)

3. Utvärderingsmetod

Det här avsnittet beskriver metodiken som använts för att genomföra den här riskbedömningen. Ramboll genomförde en kunskapssammanställning av den litteratur som tillhandahållits av Örebro Universitet med komplettering av viss annan litteratur som Ramboll sökt fram. Litteraturen innehåller dels policys som tillämpas av andra länder (avsnitt 2), samt vetenskapliga artiklar som behandlar de potentiella effekterna från brandretardenter.

Ramboll har använt ett tillvägagångsätt för miljökonsekvensbeskrivning som baserar sig på Europeiska kemikaliemyndighetens (ECHA) vägledning för registrering, utvärdering, auktorisering och registrering av kemikalier (REACH) ur avsnittet om reglering av riskbedömning och fältbaserad ekologisk riskbedömning [T.ex. (Defra, 2011) och (EPA, 1998)]. Riskbaserade beslut är nödvändiga även när tillgängliga data är av sämre kvalitet eller ofullständig. I en svensk kontext med stora och komplexa ekosystem kan dock osäkerheter uppstå även om tillgängligheten på data är god.

Inledningsvis utvecklades en konceptuell modell för att identifiera potentiella receptorer och exponeringsvägar för att avgränsa bedömningen.

Litteraturen utvärderades utifrån ett värderingssystem som används vid bedömning av kemikalier i Europa (REACH-förordningen) och anpassats efter detta projekt. Två sorters poäng tilldelas varje artikel baserat på relevans och tillförlitlighet. Artiklarna granskades, deras innehåll sammanfattades och en analys av kunskapsluckor genomfördes för att identifiera vad som inte omfattas av befintlig litteratur.

Varje tillförlitlig artikel granskades först på information om potentiell exponering, såsom produktens miljömässiga öde, persistens, transport (rörlighet mellan olika delar i ekosystemen) samt om ämnena ackumuleras i näringskedjan.

Sedan granskades litteraturen för att se om brandretardenter har några ekotoxikologiska effekter, om de kan orsaka övergödning, eller om det har några humantoxiska effekter. Bedömningen av exponering och potentiella effekter vägdes sedan samman för att avgöra om en allvarlig risk finns med användande av brandretardenter.

3.1 Litteraturgenomgång

Ramboll har genomfört en kunskapssammanställning baserad på vetenskapligt publicerade artiklar, miljökonsekvensbeskrivningar, laboratorieundersökningar, regeringsrapporter samt säkerhetsdatablad. Vetenskapligt publicerad litteratur har tillhandahållits av Örebro universitet. Universitetet inhämtade vetenskaplig litteratur genom en sökning i Web of Science. Litteraturen innehöll information om kemisk sammansättning, effektivitet, ekologisk risk och människors hälsopåverkan av brandretardenter.

Innan en sammanfattning av litteraturen gjordes genomförde Ramboll en utvärdering av tillförlitligheten och relevansen av den information som finns tillgänglig i de vetenskapliga studierna. Ramboll granskade litteraturen och tilldelade poäng för tillförlitlighet och relevans för projektet. En poängsättning gavs till varje publikation enligt specifika utvärderingskriterier för att värdera både dess tillförlitlighet samt dess relevans för användande av brandretardenter i Sverige. Poäng från 1 till 4 och a till f tilldelades varje publikation för relevans och tillförlitlighet, varav 1 anses högt och 4 anses lågt. Bokstäverna har förbestämda kriterier som måste uppnås. I bilaga 3 finns en tabell som visar vilka kriterier som används för att tilldela poäng. För att poängsätta publikationerna användes flera tillvägagångsätt, bland annat hämtat från Klimisch (1997), men även projektspecifika kriterier som kan relatera till ett brett urval av datakällor.

Den litteratur som rankades som 1 eller 2 i både tillförlitlighet och relevans valdes för utvärdering i den här kunskapssammanställningen. För vissa områden där kunskapsluckor var stora användes även publikationer som rankats som 3 i relevans.

3.2 Analys av kunskapsluckor

Efter att litteraturen tilldelats poäng, grupperades de efter kategori och dessa representerade i stor skala av liknande long-term retardant-produkter i liknande biologiska system. Sedan genomfördes en snabb analys för att identifiera kunskapsluckor i litteraturen. Analysen visade att täckningen i allmänhet var bra för en riskbedömning, men identifierade några kunskapsluckor som presenteras i avsnitt 7.

3.3 Konceptuell modell för spridning och påverkan

För att bättre karakterisera den potentiella effekten av brandretardenter på miljön skapade Ramboll en konceptuell modell utifrån användandet av brandretardenter vid en pågående skogsbrand. En konceptuell modell är en översikt över den ekologiska systemdynamiken, inklusive en karaktärisering av exponeringsvägar och vilka som utsätts för exponeringen (se Figur 3).

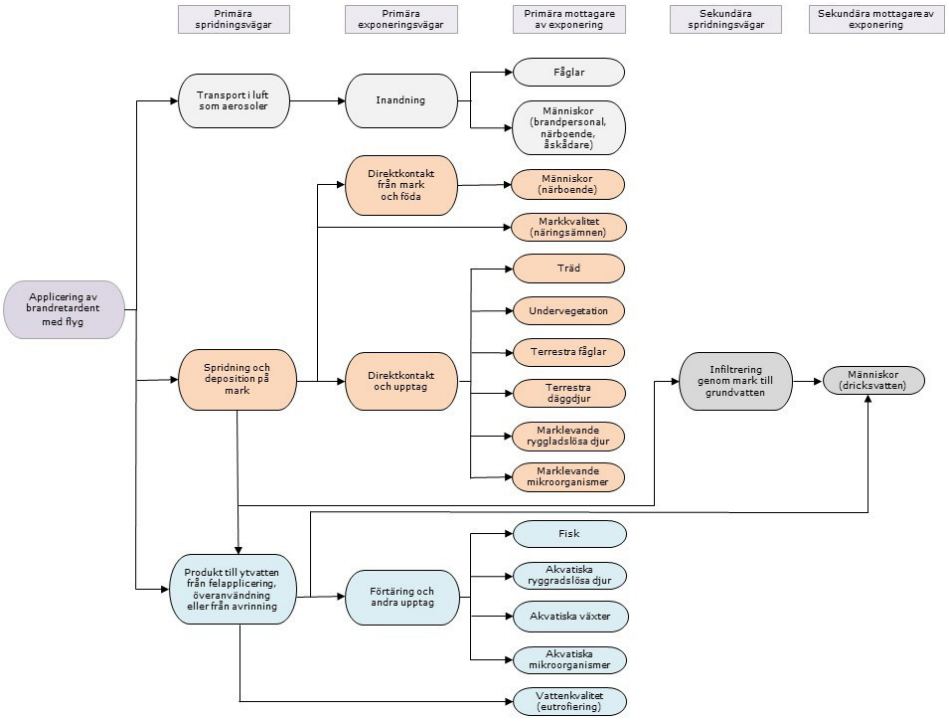
Potentiella föroreningar består av brandretardenter och deras beståndsdelar och uppstår när de appliceras med flyg på skogsmiljöer.

3.3.1 Basvillkor

Det är standard vid en riskbedömning att fastställa grundförutsättningar i den mottagande miljön, så att en jämförelse ska kunna göras med en faktisk eller förutsedd förändring av miljöförhållandena i samband med en förvaltningsåtgärd, i detta fall applicering av brandretardenter till skogsmiljöer. Det fanns ingen information i litteraturen som hänvisar till grundförutsättningarna för skog där risk för bränder föreligger i Sverige, detta är en betydande kunskapslucka. Basvillkoret bör karakterisera det nuvarande tillståndet i en skogsmiljö. Exempel på tillstånd som bör beaktas är: närvaro av skyddade arter, forntida eller regenererande skog (t.ex. möjligen föremål för tidigare bränder eller där brandretardenter har använts tidigare), markförhållanden (t.ex. organiska ämnen, kväve- och fosfornivåer), närvaro av vattenlevande habitat (t.ex. stängda vattenförekomster som sjöar, vilka kan vara mer känsliga än rinnande vatten), vattenkvalitet (t.ex. näringsförhållanden), häckningscykler för nyckelarter (t.ex. närvaro av ungar), typ av skog, hur skogen hanteras, närhet till humana receptorer och potentiella vägar för exponering.

Diskussionen om den konceptuella modellen som följer är därför en diskussion om potentiella vägar och vilka som exponeras i skogsmiljöer som liknar klimatet i Sverige.

Figur 3. Konceptuell modell över exponeringsvägar och mottagare i miljön vid spridning av brandretardenter



3.3.2 Exponering från luft

När brandretardenter sprutas över en skogsmiljö från ett flygplan kan lösningen transporteras med vindströmmar som luftburna partiklar (aerosoler), vilket kan resultera i att djur och människor kan exponeras direkt via inandning eller hudkontakt. Hur mycket som övergår till aerosoler och transporteras med vind är beroende på meteorologiska förhållanden. Denna väg är sannolikt liten i förhållande till mark- och vattenexponeringsvägarna (se nedan). Det finns emellertid ingen information om den här exponeringsvägen och det anses vara en kunskapslucka.

3.3.3 Terrester exponeringsväg

Efter applicering av brandretardenten kommer vissa rester att finnas kvar i trädkronor som inte påverkas av eld, dessa rester kommer därefter med tiden att lakas ur, vilket leder till att kväve och andra ämnen hamnar på vegetationsskikt och mark nedanför. Det mesta av brandretardenten kommer att hamna på undervegetation. Generellt kommer en mycket liten del av produkten att hamna direkt på marken när det appliceras över skogar. Efter skogsbränder finns två typer rester från appliceringen: en obränd del och det som förändrats till följd av påverkan från brand (Gould, 2000). För ammonium är det välkänt från jordbruksstudier (ammoniumbaserade gödningsmedel) hur ämnet påverkar jord. Ammonium bryts ner i en löslig form (nitrat) för växtupptagning; nitat är dock mycket mobilt i mark och kan migrera till grundvatten eller närliggande ytvatten som påverkar vattenkvalitén och kan orsaka övergödning i ytvatten (överdriven tillväxt och algblomning). Uppgifterna i säkerhetsdatablad (tabell 1 och 2) indikerar att brandretardenter sannolikt inte bioackumuleras genom markbundna och vattenlevande näringskedjor. Det är allmänt accepterat att ammoniumbaserade produkter inte är bioackumulerande (ECHA, 2019). Bioackumulering beaktas därmed inte fortsatt i denna riskbedömning.

Hur kemikalierna transporteras i miljön diskuteras vidare i avsnitt 4.1.

Fosfat från en brandretardent som inte påverkats av eld kommer att förbli vattenlöslig (i frånvaro av vattenströmmar ovan jord) och tränga ner i mark. Tillsats av fosfor i jord kan vara skadlig för vegetation. Den största andelen fosfor som tränger ner i marken kommer att stanna där. Däremot kommer vattenströmmar ovan jord att transportera fosfor till ytvattenförekomster. Sulfat som inte påverkats av eld innehåller en stor mängd svavel som kommer att infiltrera marken i frånvaro av vattenströmmar ovan mark. Fuktiga jordar har mycket låg kapacitet att behålla sulfat, speciellt när det tar sig in i jorden med fosfor. Sulfat kommer att lakas ur jorden och har potential att transporteras till akvatiska system.

Tillsatser som förtjockningsmedel etc. kommer att förbli fästade på trädkronan, underjordisk vegetation och förna.

De som exponeras i markekosystemet kan vara större organismer som t.ex. träd, fåglar och däggdjur, eller mindre markorganismer som såsom ryggradslösa djur t.ex. maskar och mikroorganismer. Grödor och jordbruksmarker som exponeringsväg för påverkan på människors hälsa uteslutes från denna översyn, eftersom de rimligen antogs vara frånvarande från skogsmiljöer.

En annan viktig exponering som ska beaktas vid utvärdering av eventuella skadliga effekter från brandretardenter är exponering hos människor. Människor som kan utsättas för brandretardenter består av två grupper: brandbekämpningspersonal som är direkt involverade vid användningen av kemikalierna och arbetare som kommer in i områden där kemikalierna har tillämpats (yrkesmässig exponering). Men även allmänheten som kan utsättas för icke-yrkesmässig exponering (t.ex. direktkontakt vid rengöring av egendom) eller en oavsiktlig kontakt om allmänheten kommer i vägen för ett nedsläpp av kemikalierna (Labat Environmental, 2017).

3.3.4 Akvatisk exponeringsväg

Brandretardenter kan oavsiktligt hamna i ytvattenförekomster som ett resultat av applicering direkt över ytvattnet, eller för att det färdas med vinden (starkt beroende av vindriktning och vindhastighet), även om de flesta av produktens användningsanvisningar rekommenderar att man undviker applicering av brandretardenter i närhet till ytvattenförekomster.

Efter applicering kan brandretardenterna antingen tvättas bort från markytan efter nederbörd till en närliggande vattenförekomst, eller infiltrera jord. Det är också möjligt för medlen och deras lösliga beståndsdelar att migrera till grundvatten där grundvatten kan vara en potentiell väg till dricksvattenförsörjning eller ytvattenreceptorer. De ingående komponenterna kan antingen fungera som näringsämnen (kväve, fosfor) i vattenlevande ekosystem, eller kan vara potentiellt ekotoxiska för vattenlevande organismer. Vid underjordisk transport är det troligt att dessa kemikalier kommer att adsorberas och behållas i marken. Infiltrering i marken kommer sannolikt att minska risken att vattendrag kontamineras såvida brandretardenter inte släpps invid en vattenförekomst (Gould, 2000).

3.4 Riskbedömning

En utvärdering av exponeringspotentialen gjordes efter granskningen av de ingående komponenterna. Riskbedömningen inkluderar även komponenternas löslighet, om de bryts ner, eller är persistenta.

Problemformuleringen i en riskbedömning hänför sig i allmänhet till det rättsliga sammanhanget. I Sverige finns miljökvalitetsnormer för vattenförekomster; grundvatten, ytvatten och hav. De grundar sig på det europeiska ramdirektivet för vatten (2000/60/EG). Detta direktiv innebär i allmänhet att god kemisk och ekologisk status ska uppnås för vattenförekomster.

Den ekologiska statusen fastställs utifrån biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. För denna riskbedömning av brandretardenter kommer den goda ekologiska statusen inte uppnås om t.ex. ammoniak har en negativ påverkan på populationsnivåer av alger, ryggradslösa djur eller fisk. Väsentliga hydromorfologiska förändringar förutses inte vid tillämpning av brandretardenter och beaktas inte längre här.

Utöver miljökvalitetsnormerna för vattenförekomsterna finns även miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Då anges gränsvärden och riktvärden för en rad olika parametrar såsom pH, siktdjup, nitrit, syreförbrukning, ammoniak och ammonium.

Effektbedömningen fokuserade på några utvalda produkters ekotoxicitet för terrestra, akvatiska och människors hälsa, om så är möjligt. Dessutom beaktades möjligheten att brandretardenterna och deras ingående ämnen fungerar som gödningsmedel i jord och vatten, som påverkar tillväxt av alger och landväxter.

Dessutom bedömdes potentialen för miljöåterhämtning efter eventuella negativa effekter av brandretardenter. Detta är ett forskningsområde som sällan studeras och rapporteras. Informationen om exponering, effekter och återhämtning kombinerades för att utvärdera den potentiella risken för ekosystem och människors hälsa (avsnitt 4). Tillförlitligheten och relevansen av litteraturen beaktades också, även om en systematisk bedömning av tyngdpunkten inte har gjorts i denna rapport (på grund av tid och budgetbegränsningar).

Om information saknas för en viss receptor eller exponeringsväg, rapporteras detta som en kunskapslucka i avsnitt 5.

4. Produktsammanfattning

Leverantörer som importerar eller producenter som producerar kemiska produkter ska innan de sätts på den europeiska marknaden klassificera och märka produkterna i enlighet med gällande lagstiftning. Att klassificera en kemisk produkt, som till exempel en brandretardent, innebär att med hjälp av fastställda kriterier identifiera dess farliga egenskaper med avseende på hälsofaror, miljöfaror och fysikaliska faror. Informationen ska ges i form av märkning på förpackningen. Leverantören skall även till yrkesmässiga användare tillhandahålla ett säkerhetsdatablad (SDB) som presenterar informationen för respektive produkt, samt informerar om hur man kan skydda sig själv och miljön. För produkter som säljs i Sverige ska informationen vara på svenska.

För att bedöma miljöpåverkan från användandet av brandhämmande kemikalier är det viktigt att beskriva deras kemiska sammansättning, hur de reagerar vid brand, vad som händer med kemikalierna när de appliceras på mark, samt transporteras till vatten (Gould, 2000). Som ett första steg i denna översyn samlade Ramboll data om nuvarande och tidigare använda brandretardenter som används globalt, om bland annat: vilka kemiska komponenter som är vanligt ingående, var de används, samt vilken information som finns tillgänglig om skadlighet.

Denna information som till största del är baserad på tillgängliga säkerhetsdatablad från kemikalieproducenter finns presenterad i tabell 1 nedan. Tabell 1 återger inte alla produkter som för tillfället finns på marknaden men de som har ingått i litteraturstudier eller som kan finnas på den europeiska marknaden, med fokus på spridning från luften.

I tabell 2 finns information om potentiell persistens, bioackumulering och toxicitet (PBT) för produkterna enligt beskrivningen i ECHA:s databas för registrerade ämnen. Produkter som ingår i litteraturgranskningen men som inte längre produceras har också inkluderats. Toxikologiska data har enbart kontrollerats för de två produkter som tillhandahålls för den europeiska marknaden.

Ramboll använde sedan denna tabell för att identifiera de primära kemiska komponenterna för att fokusera sin utvärdering av potentiell miljörisk. Sammantaget består de flesta brandretardenter av ammonium och fosfat. Produkter som inte är i produktion eller används i Europa beaktades inte längre i denna bedömning. De primära komponenterna är ammoniumföreningarna.

Det finns två viktiga aspekter att notera angående produktsammansättningen i denna översyn. Den första är att medan de primära komponenterna i varje produkt identifierades, finns det ytterligare ingredienser i varje formulering som är företagshemligheter och inte behöver offentliggöras. Detta omöjliggör en riskbedömning för miljö och hälsa av dessa okända kemikalier. Den andra är att

hur toxiskt en specifik formulering är inte alltid styrs av enskilda ämnen, utan kombinationen av olika kemikalier. Kombinationer kan reagera och uppträda annorlunda jämfört med enskilda kemikalier. Hur dessa produkter beter sig i miljön är således en kunskapslucka inom denna kunskapssammanställning.

Säkerhetsdatabladet för Fire-Trol 931, den enda produkten som för tillfället säljs på den Europeiska marknaden för spridning från flyg/helikopter, redovisar inte vilket färgämne eller vilken korrosionsinhibitor som ingår i produkten. I säkerhetsdatablad för äldre formuleringar av Fire-Trol 931 framgår det att det innehållit natriumhexaferrocyanid. Ämnet är inte märkningspliktigt och behöver inte redovisas i säkerhetsdatablad (trots att det vid närvaro av solljus bildar fri cyanid). Avsnitt 10 i säkerhetsdatabladet för den formulering av Fire Trol 931 som nu finns på marknaden, indikerar att natriumhexaferrocyanid eller ett likartat ämne skulle kunna ingå i produkten då säkerhetsdatabladet uppger att vätecyanid bildas när produkten kommer i kontakt med stark syra samt när temperaturen överskrider 435 °C. Vid kontakt med tillverkaren har det inte gått att få svar på om ett cyanidbaserat ämne ingår i produkten. Då produkterna för markanvändning Fire-Trol 934 och Fire-Trol 936 har likartade innehåll och samma text i avsnitt 10 i säkerhetsdatabladet skulle de också kunna innehålla natriumhexaferrocyanid eller ett likartat ämne. Vad som står klart är dock att inga Phos-Check som godkänns för användning i USA innehåller ett cyanidbaserat ämne, detta har bekräftats av tillverkaren (Matousek, muntligt). Säkerhetsdatabladen för dessa Phos-Check har inte heller samma information om bildande av vätecyanid och innehåller likartade redovisade ämnen som Fire-Trol.

Tabell 1. Information om utvalda brandretardenter, hämtad från säkerhetsdatablad

	Skapat i land, år	Namn på produkt	Får användas i	Innehåll	CAS Nr.	Viktprocent	Klassificering	Ekotoxicitet enligt säkerhetsdatablad	Toxicitetsdata enligt säkerhetsdatablad
Brandretardenter som används med flyg									
1	USA/Kanada, Juni 2015	Phos-Chek LC95A LC95A-MV (LC95A-R) (vätska)	Andra länder. Inte validerad för Europa ännu.	Ammoniumpolyfosfat	7783-28-0	> 85	Ingen faroklassificering	96-h LC_{50} regnbågslax: 435 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt).	Oralt LD_{50} Råtta: > 5050 mg/kg (Ej klassificerat som farligt). Hud LD_{50} Kanin: > 2020 mg/kg (Ej klassificerat som farligt inom EU). Minimalt irriterande för ögon. Ej hudirriterande.
				Attapulgit (palygorskit, en sorts lera)	8031-18-3	< 5			
				Järnoxid	1309-37-1	< 5.0			
				Funktionskemikalier	Företagshemlighet	< 8.0			
2	EU, Januari 2019	Fire-Trol 931 (vätska)	Europa	Ammonium polyfosfat	7783-28-0	Framgår inte	Ingen faroklassificering	Ekotoxicitet: Ingen (*Daphnia magna) straus* and *Danio rerio*). Nedbrytbarhet: Kemikalien är ett gödningsmedel. Alla ingredienser är helt nedbrytbara. Bioackumulering: Ingen	Oralt LD_{50} Råtta: > 5010 mg/kg. (Ej klassificerat som farligt). Hud LD_{50} Kanin: > 2040 mg/kg. (Ej klassificerat som farligt inom EU). Kan orsaka ögonirritation. Lätt hudirriterande.
				Färgämne	Framgår inte	Framgår inte			
				Korrosionsinhibitor	Framgår inte	Framgår inte			
				Lera (oorganiskt förtjockningsmedel)		Framgår inte			
3	USA/Kanada, Augusti 2016	Phos-Chek 259-Fx (pulver)	Andra länder	Monoammoniumfosfat	7722-76-1	40–48	Ingen faroklassificering.	96-hr LC_{50} regnbågslax: 860 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt).	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Diammoniumfosfat	7783-28-0	40–48			
				Funktionskemikalier	Företagshemlighet	< 10			
Brandretardenter som används på mark									
4	USA/Kanada, Juni 2015	Phos-Chek LC95W (ofärgad vätska)	Andra länder	Ammoniumpolyfosfat	7783-28-0	< 25	Ingen faroklassificering.	Inga tester.	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Attapulgit (lera)	8031-18-3	< 1,5			
				Funktionskemikalier	Företagshemlighet	< 2			
				Vatten	7732-18-5				
5	EU, Januari 2019	Fire-Trol 934 (ofärgad vätska)	Europa	Ammoniumpolyfosfat	7783-28-0	Framgår inte	Ingen faroklassificering	Ekotoxicitet: Ingen baserat på tester på hinnkräftor (*Daphnia magna)* och zebrafisk (*Danio rerio*). Nedbrytbarhet: Alla ingredienser är helt nedbrytbara. Kemikalien är ett gödningsmedel. Bioackumulering: Ingen	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Korrosionsinhibitor och ”wetting agent”	Framgår inte	Framgår inte			

	Skapat i land, år	Namn på produkt	Får användas i	Innehåll	CAS Nr.	Viktprocent	Klassificering	Ekotoxicitet enligt säkerhetsdatablad	Toxicitetsdata enligt säkerhetsdatablad
6	EU, 2019	Fire-Trol 936 (ofärgad vätska)	Europa	Ammoniumpolyfosfat	7783-28-0	Framgår inte	Ingen faroklassificering	Ekotoxicitet: Ingen (Daphnia magna) straus and Danio rerio).	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Korrosionsinhibitor och ”wetting agent”		Framgår inte			
				Färgämne		Framgår inte			
7	USACanada, Oktober 2015	Phos-Check MVP-Fx (powder)	Andra länder	Monoammoniumfosfat	7722-76-1	75–85	Ingen faroklassificering	96-hr LC_{50} regnbågslax: 860 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt).	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Diammoniumfosfat	7783-28-0	8–12			
				Funktionskemikalier	Företagshemlighet	< 15			
Brandretardenter som används på mark									
8	USA/Canada, Maj 2015	Phos-Chek 259-F (pulver) (Applicering med flyg)	Produceras inte längre	Diammoniumfosfat	7783-28-0	> 90	Ingen faroklassificering	96-hr LC_{50}: Blågälad solabborre (Lepomis macrochirus), 350 mg/l; knölskallelöja (pimephales promelas), 300 mg/l; Svartabborre (micropterus salmoides), 450 mg/l; Silverlax yolk-sac fry (ägg), 145 mg/l; Silverlaxyngel, 245 mg/l; regnbågslax yolk-sac fry (ägg), 115 mg/l; regnbågslaxyngel, 160 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt); Märlkräftor, 40 mg/l (Något toxiskt).	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Guargummi, eller ett derivat	9000-30-0	< 5			
				Funktionskemikalier	Företagshemlighet	5–10			
9	EU (Spanien), Juli 2007	FR- Cros 134 (vätska)	Produceras inte längre	Koncentrat av ammoniumpyrofosfat (ev andra ämnen framgår inte)	68333-79-9	Framgår inte	Ingen klassificering	Farligt för vattenlevande organismer. Tillåt inte produkten infiltrera till grundvatten eller nå ytvatten eller avloppsvatten.	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.

	Skapat i land, år	Namn på produkt	Får användas i	Innehåll	CAS Nr.	Viktprocent	Klassificering	Ekotoxicitet enligt säkerhetsdatablad	Toxicitetsdata enligt säkerhetsdatablad
10	USA, December 1999	Fire-Trol LCGR (vätska)	Produceras inte längre	Vatten	7732-18-5		Hudirriterande	96-h LC_{50} regnbågslax: 790 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt)	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Ammoniumfosfat	10124-31-9	95–94			
				Lera (oorganiskt förtjockningsmedel)					
				Korrosionsinhibitor och färgämne					
11	USA, December 1999	Fire-Trol GTSR (vätska)	Produceras inte längre	Ammoniumsulfat	7783-20-2	90	Hudirriterande.	96-h LC_{50} regnbågslax: 1 000 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt)	SDB ej granskat med avseende på toxicitet.
				Guargummi	9000-30-0				
				Diammoniumfosfat	7783-28-0				
				Natrium-ophenilfenate-tetrahydrat	006152-33-6				
12	Kanada, Augusti 1997	Fire-Trol 931-R (vätska)	Produceras inte längre	Ammoniumpolyfosfat	7783-28-0	80–90	D2(B) – Material orsakar andra toxiska effekter. Orsakar ögonirritation. Långvarig kontakt kan vara irriterande för huden. Får inte förtäras.	96-h LC_{50} regnbågslaxyngel: 660 mg/l. Farligt för vattenlevande organismer. Sprid inte produkten i sjöar eller vattendrag.	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Natriumhexacyano-ferrat	13601-19-9	0,1–3			
				Järnoxid	130937-1	0,1–3			
				Korrosionsinhibitor					
13	USA, December 2006	Phos-Chek D-75F and D-75R (pulver)	Produceras inte längre	Lera (oorganiskt förtjockningsmedel)			D2(B) – Material orsakar andra toxiska effekter	24-h LC_{50} daphnia magna, 48-h LC_{50} regnbågslax and 48-h LC_{50} knölskallelöja (pimephales promelas): > 1 000 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt)	Säkerhetsdatabladet är inte granskat med avseende på toxicitet.
				Monoammoniumfosfat	Monoammoniumfosfat	> 15			
				Diammoniumfosfat	7783-28-0	> 5			
				Guargummi, hydroxypropyl	39421-75-5	<10			
				Funktionskemikalier	Företagshemlighet	< 5			

Tabell 2. Ekotoxikologiska data för vissa ingredienser

Huvudsaklig ingrediens (CAS nummer)	Klassificering	Bioackumulering	Ekotoxicitet
Diammoniumfosfat/ Ammoniumpoly-fosfat (7783-28-0) (ECHA:s databas)	Ingen faroklassificering	Låg potential	Ammonium: toxicitet varierar beroende på pH och temperatur. Fosfat: Fisk $LC50_{96h}$ > 100 mg/l (praktiskt taget icke toxisk); invertebrater $EC50_{48h}$ > 100 mg/l (praktiskt taget icke toxisk); alger $NOEC_{72h}$ ≥ 100 mg/l.
Monoammonium-fosfat (7722-76-1) (ECHA:s databas)	Ingen faroklassificering	Ej bioackumulerande	Ammonium: toxicitet varierar beroende på pH och temperatur. Fosfat: Fisk LC_{50} > 85.9 mg/l (något toxisk); invertebrater EC_{50} 1790 mg/l (praktiskt taget icke toxisk); alger NOEC ≥ 87.6 mg/l (något toxisk)
Ammoniumpyro-fosfat (68333-79-9) (ECHA:s databas)	GHS07: Varning. H302: Skadligt vid förtäring. H319: Orsakar allvarig ögon-irritation	Ej bioackumulerande	Fisk $NOEC_{96h}$ > 100 mg/l (praktiskt taget icke toxiskt); invertebrater $NOEC_{96h}$ > 100 mg/l (praktiskt taget icke toxisk); alger $NOEC_{72h}$ 97.1 mg/l
Ammoniumfosfat (10124-31-9)	Ingen data	Ingen data	Ingen data
Ammoniumsulfat (7783-20-2) (ECHA:s databas)	Ingen faroklass-ificering	Ej bioackumulerande	Akuta tester: Fisk $LC50_{96h}$ 55 mg/l (något toxisk); invertebrater $EC50_{48h}$ 145 mg/l (praktiskt taget icke toxisk); Kroniska tester: fisk EC10 5.29 mg/l; invertebrater EC_{10} 3.12 mg/l
Guargummi, hydroxypropyl (39421-75-5) (from manufacturer's SDS EU/2017)	GHS08 Fara H334: Kan orsaka allergi- eller astmasymtom eller andningssvårig-heter vid inandning	Inte tillämpbart	Ingen ytterligare relevant information är tillgänglig
Järnoxid, dijärntri-oxid (1309-37-1) (ECHA:s databas)	Ingen faroklass-ificering. Data ej tillräcklig för klassificering	Ingen data	Fisk, $LC0_{96h}$ 50 000 mg/l. Ingen effekt efter 96 h. I övrigt ingen data.

Fotnot:

Information on klassificering, bioackumulering och toxicitet är hämtat från den europeiska kemikaliemyndigheten, ECHA:s, databas över registrerade ämnen, den 4 mars 2019

LC50 innebär den dödliga koncentration av vilken 50 % av populationen dör under en specifik tidsperiod

EC50 innebär den effektiva koncentration av vilken 50 % av population påverkas av en effekt under en specifik tidsperiod EC10 innebär den effektiva koncentration av vilken 10 % av population påverkas av en effekt under en specifik tidsperiod

NOEC innebär "No Observed Effect Concentration" under en specifik tidsperiod, dvs den högsta testade koncentration av ett ämne som inte har någon observerbar effekt.

Tabell 3. Ekotoxikologiska data för brukslösning av Fire-Trol 931 och Fire-Trol 936 enligt data från Biogema

Testart	Fire-Trol 931 20 vikt-%	Fire-Trol 936 18 vikt-%
Akut toxicitet, daphnia magna	NOEC 24 h = 100 mg/l NOEC 48 h = 100 mg/l 24 h-EC50 >100 mg/l 48 h-EC50 >100 mg/l	NOEC 24 h = 100 mg/l NOEC 48 h = 100 mg/l 24 h-EC50 > 100 mg/l 48 h-EC50 > 100 mg/l
Akut toxicitet Danio rerio (zebrafisk)	24–96 h EC0 = 100 mg/l 24–96 h EC50 > 100 mg/l 24–96 h EC100 > 100 mg/l	24–96 h EC0 = 100 mg/l 24–96 h EC50 > 100 mg/l 24–96 h EC100 > 100 mg/l

5. Några allmänna förhållanden i Sverige

5.1 Beskrivning om övergödning

I Sverige är normalt fosfor den begränsande faktorn för övergödning (eutrofiering) i sötvatten (SLU, webb). Men i norra Sverige finns även kvävebegränsade sjöar där kvävet är den begränsande faktorn för övergödning. I haven är kväve normalt den begränsande faktorn. (SLU, 2015)

I nordliga regioner finns stora mängder organiskt bundet kväve i marken. Den största delen är bundet till gammalt svårnedbrytbart organiskt material och mineraliseras endast i liten omfattning, men kan läcka ut till vatten som organiskt bundet kväve. Färskare organiskt material kan brytas ner av mikroorganismer så att kväve frigörs som ammonium. De terrestra systemen i Sverige är till största delen kvävebegränsade. Det innebär att det mesta av kvävet som mineraliseras omedelbart tas upp av växtligheten. Under visa betingelser, framför allt under vintern, kan växterna inte ta upp allt ammonium som frigörs vilket då kan transporteras vidare med grundvattnet ut till ytvattnet. Under syresatta förhållanden kan ammonium omvandlas till nitrat genom nitrifikation. Ammonium och nitrat är direkt tillgängligt för akvatiska primärproducenter och har betydligt större ekologisk effekt än organiskt bundet kväve, men även det kan till viss del mineraliseras i vattnet och bli tillgängligt för växtplankton och vattenlevande växter. (SLU, 2015)

Övergödning i vattenmiljöer kan bland annat orsaka igenväxning, algblomning och att arter som är anpassade till näringsfattiga förhållanden dör ut. En ökad biomassa leder också till ökad nedbrytning, som kan resultera i syrebrist i vid bottnarna. Ökade plankton- och algmängder samt igenväxning kan orsaka minskad ljusnedträngning, vilket kan begränsa växtproduktionen till ett grundare skikt.

I miljökvalitetsnormerna för ytvatten respektive havsmiljön är näringsämnen en viktig del när en vattenförekomsts status ska fastställas.

5.2 Dricksvatten

Om brandretardenter hamnar i dricksvattnet så kan det påverka vattenkvalitén för dricksvattnet. Vattentäkten kan vara såväl en grundvattentäkt som en ytvattentäkt.

För kommunala vattentäkter finns Livsmedelsverkets riktvärden för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Där finns gränsvärden för otjänligt vatten och otjänligt med anmärkning. Gränsvärden som anges i föreskrifterna och som skulle kunna överskridas vid oavsiktligt utsläpp av brandretardenter i vattentäkten eller läckage och ytavrinning till vattentäkten är bland annat nitrat, nitrit, pH och ammonium. Normalt sett har vattenverk ingen reningsmetod för att behandla kväveföreningar.

Förutom att höga halter kan ge hälsoaspekter (nitrit till exempel) kan kväveföreningar också påverka driftsparametrar, såsom kloreringen.

För enskilda vattentäkter har Livsmedelsverket tagit fram riktvärden i ”Råd om enskild dricksvattenförsörjning”. Även dessa har riktvärden för nitrat, nitrit, pH och ammonium.

6. Påverkan på miljö och hälsa

Brandretardenter har använts sedan 1930-talet vid bekämpning av skogsbränder, men de tidigaste vetenskapliga undersökningarna fokuserade endast på effektivitet och optimering vid användande. Det var först på 1970-talet som miljöeffekterna började utvärderas efter att enstaka fall uppmärksammats där fiskar dött i slutna vattenmiljöer (som sjöar) till följd av användandet av brandretardenter (Giménez et al., 2004).

Hur stor del av miljön som exponeras efter användande av brandretardenter varierar stort beroende på ett flertal faktorer som t.ex. applikationssätt, appliceringshastighet, meteorologiska förhållanden (t.ex. vindhastighet, vindriktning och tid till första regnfallet och mängd regn etc.), klimatzon, typ av miljö. Potentiellt negativa effekter kan bero på typen av aktiv beståndsdel, dess koncentration och dess öde och transport i miljön (t.ex. biologisk nedbrytning). Därför måste relevansen av varje studie som rapporteras i litteraturen noggrant övervägas.

Brandretardenter godkända för användning i USA och Europa visas i Tabell 1 och 2. De flesta identifierar konsekvent ammoniumfosfat som den primära beståndsdelen. Produkter med andra huvudbeståndsdelar ingår i denna översyn eftersom de förekommer i litteraturen och består av ammoniumsulfat och korrosionsskydd, baserat på cyanid, som sannolikt kan utgöra en högre toxicitetsrisk för miljön, särskilt för vattenlevande organismer (Tabell 1).

I detta avsnitt presenteras den information som sammanställts från underlaget om brandretardenter transport och effekter efter att det applicerats, samt vilken potentiell skada på miljön användandet kan innebära.

6.1 Egenskaper hos ingående ämnen i brandretardenterna

I det här avsnittet diskuteras hur brandretardenter sprids i miljön, påverkar livsmedelskedjan och kvarstår. Detta avsnitt omfattar vattenlöslighet, adsorptionspotential, bioackumuleringspotential, potential för biologisk nedbrytning och biotillgänglighet av de primära produktkomponenterna som beskrivits ovan. Tillsammans kan dessa kemiska egenskaper hjälpa till att karakterisera hur produktkomponenterna förväntas uppträda i miljön. Fokus på detta avsnitt är på kemikaliekomponenter som står för mer än 10 % av formuleringarna och är godkända för användning i Europa. Detta begränsar diskussionen till ammoniumpolyfosfat (CAS 7783-28-0) och monoammoniumfosfat (CAS 7722-76-1) (se avsnitt 3.3 för ytterligare information). En kort diskussion om förväntade transportvägar av dessa kemikalier följer i avsnittet nedan.

6.1.1 Vattenlöslighet

Vattenlösligheter för huvudbeståndsdelarna erhölls från ECHA:s databas för registrerade ämnen. Ett ämnes löslighet kan indikera potentialen för rörlighet i mark och potential för ekotoxiska effekter. När beståndsdelarna är vattenlösliga kan tillgängligheten för upptag av vattenlevande organismer öka.

Följande lösligheter rapporteras i databasen:

- Monoammoniumfosfat (CAS 7722-76-1) är mycket lösligt i vatten vid 100 g/l
- Ammoniumpolyfosfat (CAS 7783-28-0) är mycket lösligt i vatten vid 100 g/l

Dessa resultat indikerar att båda ämnena är mycket lösliga i vatten och förväntas vara mobila i akvatiska miljöer. Med andra ord kommer båda kemikalierna att lösas lätt i ytvatten om de kommer i kontakt med en närliggande ström eller sjö efter applicering. Det finns emellertid en viss osäkerhet huruvida hela produkten som helhet kommer att uppträda på samma sätt som enskilda beståndsdelar.

Kemiska tillsatser och bindemedel kan modifiera lösligheten hos de enskilda komponenterna, och Ramboll kan inte göra en avgörande bedömning av huruvida produkten som helhet kommer att vara likartat löslig i vatten. Detta diskuteras vidare som en kunskapslucka i avsnitt 5.

6.1.2 Adsorptionspotential

Adsorption innebär att ett ämne binder till ytor på partiklar istället för att förekomma i en fri fas. Baserat på data från ECHA-databasen kommer monoammoniumfosfat och ammoniumpolyfosfat helt att dissociera till joner i vatten och har därmed en låg potential för adsorption på ytor.

6.1.3 Bioackumulering och biodegradering

LogKow är ett mått på en förenings potential till att bioackumuleras i miljön och att påverka större delar av näringskedjor. Beräknat LogKow för ammoniak är 0,23, vilket indikerar en mycket låg potential att bioackumulera i miljön.

Eftersom de ingående komponenterna inte är organiska ämnen är inte traditionella degraderingsstudier inom europeisk kemikalieregistrering tillämpliga på ammoniumfosfat och diammoniumfosfat, därmed har inga sådana studier registrerats. I miljön är nedbrytningsvägen genom sönderdelning till fosfater (eller sulfater för ammoniumsulfat) och motsvarande katjon, ammonium (NH4+). På grund av vattenlösligheten och förekomsten i jonform förväntas ämnena inte adsorberas eller bioackumuleras, vilket indikerar att vatten skulle vara den huvudsakliga recipienten förutsatt att de transporteras med vattenströmmar, annars kommer ämnena förbli på marken.

6.1.4 Fosfater

Fosfat kan tas upp direkt av växter (20 % effektivitet) och indirekt (omvandlas kemiskt till tillgängliga former) eller infiltrera grundvatten. Det kan även hamna i vattenförekomster, där det i hög koncentration kan orsaka eutrofiering i recipienter där det är det begränsande ämnet. ECHA:s databas för registrerade ämnen anger att diammoniumfosfat (CAS 7783-28-0) och fosfater i allmänhet är kända för att orsaka eutrofiering. Ammoniumfosfat hydrolyseras naturligt i miljön till lösliga oorganiska fosfater eller omvandlas till olösliga oorganiska former.

Dessa former är samma som bildas genom naturlig hydrolys av mänsklig urin och avföring, animaliskt avfall, livsmedel och organiskt avfall, mineralgödselmedel och bakteriell återvinning av organiska material i ekosystem.

Dessa former av fosfat kan assimileras av bakterier och alger som finns i miljöerna. Fosfat är ett essentiellt näringsämne för växter och stimulerar tillväxten av vattenväxter (makrofyter) och alger (fytoplankton) om de representerar den tillväxtbegränsande faktorn. Även om näringsämnena i vissa fall tas upp av organismer och kanske inte har någon uppenbar effekt, kan det under andra omständigheter leda till negativa effekter. Dessa kan sträcka sig från ekosystemmodifieringar, genom algblomningar, till extrema fall (genom sönderdelning av växtbiomassa) av syreutarmning och kollaps av vattenlevande ekosystem.

6.1.5 Ammonium

I mark och vatten uppträder nitrifikations- och denitrifikationsprocesser. I vattenhaltig lösning dissocieras ammoniumsalter fullständigt till ammoniumjoner NH4+ och en motsvarande anjon. Denna jämvikt beror på vattnets temperatur, pH och jonstyrka i miljön. En oladdad form av ammonium är ammoniak (NH3), vilken kan förekomma i vattenmiljön och fraktionen (NH3 / (NH3+ NH4+)) ammoniak ökar kraftigt med förhöjt pH-värde eller temperatur. Ammoniumjonen (NH4+) är inte en essentiell jon men är en viktig källa för kväve för växter.

Produkternas huvudbeståndsdel är ammoniumbaserad. Ammoniumjoner tas upp av växterna direkt och/eller indirekt som nitrit- och nitratjoner. Vissa ammoniumjoner kan denitrifieras och mobilisera katjoner (natrium, aliminium, järn, mangan, koppar och kisel) som är bundna i marken och kan öka deras koncentration i marken (Koufopoulou et al. 2014). Dessutom kan ammonium transporteras till grundvatten eller ytvatten både som jon och som ammoniak (Liodakis och Tsoukala, 2009). Ammoniak är en neutralt laddad molekyl som enkelt korsar cellmembran i fiskgälar och är mycket giftig vid höga koncentrationer. Ammoniaks toxicitet är beroende av lösningens pH och temperatur, vid ökade pH-värden ökar förhållandet mellan ammoniak och ammoniumjoner och därmed lösningens toxicitet (Little and Calfee, 2002c).

6.1.6 Tillgänglighet i mark och vatten

Little och Calfee (2002b och c) har undersökt tillgängligheten och efterföljande toxicitet av brandretardenter i olika jordtyper som exponerats utomhus i 1–6 veckor. Undersökningen genomfördes på två produkter som inte längre används: Fire-Trol GTS-R och Phos-Chek D-75R med huvudbeståndsdelarna ammoniumsulfat respektive diammoniumsulfat. Fältstudier utfördes under 7, 14, 21 och 45 dagar på substrat, inklusive icke-porösa polypropen-, grus-, sand- och skogsmassor med låg halt organisk material (1,4 %) och högt halt organiskt material (3,7 %). Brandretardenter applicerades enligt rekommenderade halter för flygplan och brandbilar och i utspädda halter tänkta att simulera de halter som når akvatiska miljöer (Little and Calfee, 2002c). Substraten placerades utomhus där de exponerades för solljus, temperaturändringar och fuktighet (men inget regn under testperioden). Vid olika intervall löstes proverna upp i vatten, varefter fiskar tillsattes för att ta reda på toxiciteten över 24 timmar. Proverna testades på den för laboratorietester standardiserade fiskarten knölskallelöja (Pimephales promelas) som exponerades i 24 till 96 timmar för de samplade proverna.

Resultaten visade att toxiciteten beror på vilken typ av substrat som användes, samt hur länge proverna exponerats ute. Fisk påverkades negativt när det utsattes för ammoniumsulfat (GTS-R och D75-R) som var applicerat på polypropenytor och grus i 21 dagar. D.v.s. när försöken hade skett på icke-porösa ytor och sand konstaterades det att brandretardenterna fortsatte att vara toxiska i över 21 dagar. Proverna med GTS-R (med innehåll av natriumferrocyanid – se också kap 6.2.3) hade dödliga koncentrationer av cyanid och ammonium. Och ammoniumkoncentrationerna var förhöjda i D75-R proverna. Författarna förutspådde att ammoniumkoncentrationer (ammoniumjoner > 2 mg/l och ammoniak > 0,8 mg/l) skulle orsaka 25–60 % dödlighet i fisk om de outspädda produkterna nådde vattenmiljö. Ammoniumsulfatprodukten som i 21 dagar hade exponerat prov med högt organiskt innehåll resulterade inte i någon fiskdödlighet efter 24-timmarsexponering, men toxicitet observerades i proverna med lågt organiskt innehåll. Däremot var diammoniumsulfat som hade legat på båda typerna av skogsmark i 45 dagar inte giftigt för fisk som exponerades i 24 timmar. När den standardiserade tiden för akuttoxicitetstest 96 timmar användes ökade mortaliteten oavsett vilket substrat som använts och hur länge provet påverkats i naturen. Prover med låg organisk halt och med GTS-R som exponerats utomhus i 21 dagar och prover med hög organisk halt med GTS-R som hade exponerats utomhus i 45 dagar visade signifikant mortalitet även fast cyanidhalten var under detektionsgränsen. Mortaliteten var inte konsekvent orsakad av ammoniak eller cyanid men kunde enligt författarna bero på att nitrithalten i andra studier har visats öka på grund av mikrobiologiska processer i vattnet, som gör att halten ökar med ökad bakteriepopulation. Men i naturen omvandlas ofta nitrit till nitrat.

När fisken exponerades i 24 timmar för utspädda brandretardenter för att simulera koncentrationer som förekommer vid avrinning (47 mg/l GTS-R och 170 mg/l D75-R i 10 liter brunnsvatten), observerades ingen toxicitet (inklusive efter den kortaste exponeringstiden ute på 7 dagar). Författarna drog slutsatsen att toxiciteten från ammoniumsulfat och diammoniumsulfat sannolikt kommer att vara låg när den spätts ut med regnvatten och transporteras till större vattenförekomster.

Sammanfattningsvis drog författarna slutsatsen att bidraget från brandretardenter till de faror som vildmarkbränder utgör kan vara otillräckliga med tanke på de stora mängder brandaska som sannolikt kommer att transporteras till vattenförekomster från regnvattenavrinning som potentiellt kan sätta igen fiskgälar och ge förhöjda vattentemperaturer, speciellt om branden är i närhet till grunda vatten (Little et al, 2002c).

6.2 Möjlig miljöpåverkan

Följande avsnitt sammanfattas fakta från litteraturen om potentiella effekter av brandretardenter på markens kemi, markorganismer, växter, vattenlevande organismer och andra receptorer, såsom fåglar.

6.2.1 Produkternas pH-värde

Nedanstående produkter finns på den europeiska marknaden och bedöms kunna användas i Sverige. Båda produkterna är svagt sura.

Phos-Check LC95A har enligt säkerhetsdatabladet ett pH-värde i outspädd lösning på 5–6,5.

Fire-Trol 931 har enligt säkerhetsdatabladet som koncentrat ett pH på 6–6,5 och i brukslösning (20 % lösning) på 6,4–6.6.

6.2.2 Potentiell toxicitet i mark för mikroorganismer, invertebrater och växter

6.2.2.1 Markkemiska parametrar

Couto-Vázquez och González-Prieto (2006) genomförde en långsiktig fältstudie om effekterna av brand och kemikalier för brandbekämpning på skogsmassor, mikroorganismer i mark och vegetation. Den brandretardent som användes var

FR-CROSS 134 med huvudkomponenten ammoniumpolyfosfat. Undersökningar gjordes upp till 10 år efter en kontrollerad brand och applicering av brandretardent. Olika författare (Couto-Vázquez och González-Prieto, 2006, García-Marco och González-Prieto, 2008, Barreiro et al., 2010, Couto-Vázquez et al., 2011, Fernández-Fernández et al., 2015, Barreiro et al., 2016) har inom ramen för projektet granskat olika aspekter av miljökonsekvenserna av användningen av brandretardenter.

Det experimentella fältet var karakteristiskt för medelhavsregionen och dominerades av buskar på 50 till 60 cm höjd, jordar av sandig konsistens, surt pH och relativt högt organiskt material. Prover togs regelbundet under 10 år för analys (t.ex. på jord 0–2 cm och 2–5 cm djup, lövmaterial av buskar, träd (Pinus pinaster)) och vad som provtogs berodde på vad författarna ville undersöka. Den föreskrivna branden vid marken nådde temperaturer på 100 till 200 °C.

Experiment utfördes efter applicering av tre olika brandbekämpningskemikalier, som representerar de föreningar som ofta används i Europa: ett skummedel, en brandskyddande gel och en long-term fire retardant (ammoniumpolyfosfat).

Prover togs från obränd mark, bränd mark med 2 l/m2 vatten och bränd mark med 2 l/m2 vattenblandning blandat med long-term retardant innehållande ammoniumpolyfosfat (20 %).

Couto-Vázquez och González-Prieto (2006) fokuserade sin forskning på de korta och medellånga effekterna av brandretardent på makronäringsämnen i en bränd mark (0 månader, 3 månader och 1 år efter branden). Resultaten indikerar en signifikant ökning av jordens pH strax efter den föreskrivna branden på grund av ackumulering av aska som är rik på oxider och karbonater av basiska joner och reduktionen av organiska syror. Efter 1 år minskade emellertid pH i den brända jorden (med eller utan brandretardent) till värden nära den obrända jorden på grund av urlakningen av basiska joner under våtare säsonger.

Vidare undersökte författarna förändringarna i jordens organiska material. Inga markanta skillnader hittades bland behandlade prover upp till 3 månader efter branden, vilket visar att varken branden eller tillsatsen av brandretardent påverkade halterna av markbundet kol och kväve på kort sikt. En utarmning av markbundet organiskt material observerades dock efter 1 år i alla de brända markproverna, vilket indikerar konsekvensen av de eldutlösande erosionsprocesserna som uppstår på de brända ytorna. Slutligen, ett av de mest intressanta resultaten var jordanalysen för oorganiskt kväve (ammonium och nitrat). Resultaten visade en signifikant ökning av ammoniumhalten i den brända jorden som behandlades med brandretardent jämfört med den obehandlade jorden, åtminstone de tre första månaderna, där den höga koncentrationen mycket sannolikt berodde på det ammonium som tillfördes via den ingående komponenten ammoniumpolyfosfat. Dessutom visade sig även fosfathalterna vara betydligt högre i marken som behandlades med brandretardent än de andra markerna även ett år efter branden (Couto-Vázquez och González-Prieto, 2006).

García-Marco och González-Prieto (2008) inriktade sig på undersökningen av brandretardenter kortsiktiga och medellånga inverkan på tillgången på mikronäringsämnen i jord och deras möjliga effekt på återställningen av mark och växter efter en brand. Prover togs efter 1, 90 och 365 dagar efter den föreskrivna branden. Prover före brand togs också som en kontroll, vilka visade att tillgängliga mikronäringsämnen var fördelade homogent på ytorna, med höga halter av järn och zink och otillräckliga halter kobolt, koppar och mangan. Efter branden minskade järnhalten kraftigt i brända behandlingar (-75 %) jämfört med obränd mark, trots den höga mängden järn (ca 350 mg/kg) som tillkommer från applikationen av brandretardent. Denna brist kan generera problem vid förökning hos växter, särskilt i jordar med låga nivåer av tillgängligt järn som t.ex. alkaliska och kalkiga jordar. Skillnaderna i tillgängligt järn bland behandlingar minskade över tid tills det inte fanns några signifikanta skillnader efter ett år.

Återhämtningen av det tillgängliga järninnehållet i de brända jordarna ägde rum samtidigt som en minskning av pH i alla brända ytor och med en stark minskning av ammonium och fosfor i marken som behandlats med brandretardent, vilket även bekräftats av Couto-Vázquez och González- Prieto (2006). Branden framkallade en kraftigt signifikant ökning (9 till 16 gånger) av tillgänglig mangan i

brända jordprover som varade i minst tre månader. På medellång sikt (ett år senare) minskade emellertid tillgänglig mangan i den brända jorden som inte behandlats med brandretardent tills nivåerna var jämförbara med kontrolljorden. Däremot verkade den brända jorden som behandlades med brandretardent bibehålla 2 till 3 gånger högre manganinnehåll, troligen på grund av närvaron av mangan i brandretardenten. I brända jordar minskade järn/mangan-förhållandet starkt (92 till 99 %) till minst 3 månader efter branden och i upp till ett år i jorden som behandlats med brandretardent. En väsentlig ökning av tillgänglig zink noterades i alla brända behandlingar, men återvände till kontrollnivåer inom ett år. Slutligen, i motsats till tidigare studier där höga koncentration koppar registrerats 12 år efter en brand (Brye et al., 2002), påverkade varken branden eller brandretardent kopparinnehållet på kort eller medellång sikt, vilket gör att man undviker den höga toxicitetsrisken som höga nivåer av koppar innebär, som är känd för att orsaka negativa effekter på ett brett spektrum av organismer.

Efter 10 år från den föreskrivna branden fann Fernández-Fernández et al. (2015) att järnhalt och järntillgänglighet fortfarande var låg jämfört med de obrända jordarna. Jordens ammoniumkoncentrationer efter 10 år hade återgått till kontrollhalter i alla behandlade prover. Den högre fosfortillgången i mark som behandlats med brandretardent var fortfarande tre gånger högre än i de övriga behandlingarna 10 år efter branden.

Ökad fosforkoncentration efter applicering av brandretardent återfanns också av Liodakis et al. (2007) och Liodakis och Tsoukala (2009) när man testade effekten av huvudbeståndsdelen i de flesta brandretardenter, diammoniumfosfat, på markens kemi och läckage av aska som framställs genom intensiv förbränning (600, 800 och 1 000 °C) vid skogsbränder som är typiska för medelhavsområdet (t.ex. på trädarter och buskar som Pinus halepensis, Olea europaea och Pistacia lentiscus). Författarna visade att med ökande förbränningstemperatur tenderar innehållet kalium, zink och aluminium att minska genom att karbonatsalter omvandlas till mindre lösliga fosfater vilket istället gör att kalcium, magnesium, natrium, kisel, järn, fosfor och koppar ökar på grund av de sura miljöer som skapas genom att diammoniumfosfat sönderdelas till fosfatsyra. Närvaron av diammoniumfosfat förändrar askans sammansättning beroende på koncentration (5 % diammoniumfosfat var tillräckligt för att påverka näringsstatus) och omvandlar nästan helt vid höga temperaturer metalloxiderna till fosfatsalter; vilket i sin tur minskar alkaliniteten i jorden (Liodakis et al., 2007, Liodakis och Tsoukala, 2009).

Två kompletterande studier (Pappa et al., 2006, Pappa et al., 2008) utvärderade jorden i ett simulerat laboratorieexperiment där en eld brinner på jord från en typisk medelhavskog. Jorden behandlades med Fire Trol 931 (80–90 % ammoniumpolyfosfat). Experimentet varade i 30 dagar och involverade att fylla blomkrukor med jordprover, med eller utan brandretardent, samt torkade tallbarr (torkade i 6 dagar vid 40 °C). Små tallar samlades också och planterades med och utan brandretardent. Fire Trol 931 i en 20 % koncentration sprutades homogent på träden och krukorna med barr som sedan sattes i brand. Författarna observerade att under laboratorieförhållanden var urlakningen av fosfor och kväve påverkad av vegetationen, eftersom den urlakade mängden var lägre i den behandlade krukan med ett levande träd jämfört med krukan med barr (Pappa et al 2006, Pappa et al., 2008). Sammantaget var urlakningen

av fosfor mindre jämfört med kväve (Pappa et al., 2006). Ett tydligt mönster observerades istället för urlakning av kväve, varav upp till 30 % av det totala kvävet i produkten förlorades genom urlakning, främst som nitratkväve.

Nästan tio år senare publicerades tre kompletterande studier (Koufopoulou et al., 2014, Michalopoulos et al., 2016, Koufopoulou et al., 2015) efter samma experimentella design som studerade urlakningen av makro- och mikronärings-ämnen från jorden.

Koufopoulou et al. (2014) fokuserade sin studie på urlakning av joner av natrium, aluminium, järn (två- och trevärt), koppar och kisel och påverkan från ammoniumbaserade produkter (Fire Trol 931) på skogsmark och brända och obrända tallar. Resultaten visade att brandretardent orsakar en signifikant urlakning av natrium, järn och kisel jämfört med de obrända proverna, men endast en liten procentuell urlakning av de initiala järn- och kiselhalterna som finns i produkten. Urlakningen av aluminium, mangan och koppar var istället extremt låg.

Koufopoulou et al. (2015) studerade förändringen av pH, total vattenhårdhet och konduktivitet (elektrisk ledningsförmåga) i lakvatten under ett experiment.

Hårdhet, pH och konduktivitet i alla behandlade prover (krukor) var signifikant högre jämfört med kontrollkrukor. Att en minskning av pH och ökad hårdhet och ledningsförmåga uppmättes indikerar en långsiktig effekt på jordens egenskaper.

Michalopoulos et al. (2015) undersökte urlakningen av näringsämnena kalcium, magnesium och kalium efter tillämpningen av Fire-Trol. Urlakningen av samtliga ämnen från behandlade jordar med de behandlade krukorna var signifikant större jämfört med kontrollkrukor på grund av att ammonium avsätts som baskatjoner i jorden. Urlakningen av magnesiumjoner bedömdes emellertid vara av liten procentandel av de initiala magnesiumhalter som fanns i jorden som användes i experimenten.

Ökningen av fosfater och kväve efter en brand och applicering av brandretardent nämns också av Hopmans och Bickford (2003) som utvärderar effekterna av Phos- Chek D75-R, (diammoniumsulfat (65 %) och monoammoniumfosfat (15 %) på markens kemi i australiensiska skogsbrandsdrabbade samhällen på två platser: en nära kusten vid Marlo och en plats i Grampians, Victoria. Resultaten indikerar en ökning av markens pH direkt efter branden upp till ett år senare. Nivån av lättillgängliga eller instabila kväveformer ökade ungefär tre gånger vid Marlo och nästan tio gånger vid Grampians omedelbart efter branden men avtog snabbt till bakgrundsvärden efter 12 månader. En betydande femfaldig ökning av instabil fosfor hittades också i ytlig jord efter 12 månader. Resultaten på jordens näringsstatus är överens med Couto-Vázquez och González-Prieto (2006).

Sammanfattningsvis visar studier att användande av stora volymer av brandretardent vid bekämpning av en brand kan förändra tillgängligheten av näringsämnen i jorden. Andra effekter, såsom metallutlakning, järnbrist och pH- förändringar rapporteras; Effekterna kan dock skilja sig kraftigt beroende på t.ex. skogsart, klimat, växtålder, vilket gör generaliseringar svåra (Liodakis et al., 2007).

6.2.2.2 Marklevande mikroorganismer, invertebrater och växter

Couto-Vázquez och González-Prietos (2006) långsiktiga fältstudie om effekterna av brand och brandretardent på skogsmark studerade även hur mikroorganismer och vegetation påverkas. Den brandretardent som användes innehöll ammonium-polyfosfat och prover togs upp till 10 år efter en kontrollerad brand. Precis som när markkemiska parametrar studerades var flera författare involverade i studien, varav olika författare inriktat sig på olika aspekter av miljökonsekvenserna av användningen av brandretardant.

Barreiro et al. (2010) studerade de långsiktiga effekterna (5 år) av bränder och användningen av brandretardent på mikrobiella samhällen i mark. Jordprover samlades omedelbart efter det att branden brunnit och visade ett något högre pH i de jordprover där brandretardenter använts (pH: 4,3 bränd mark med brandretardent, 3,8 bränd mark utan brandretardent, 3,4 obrunnen mark) och dessutom högre oorganiskt kväve (9–18 gånger högre) och fosfor (70–140 gånger högre) i jordar där brandretardent använts, en skillnad som minskades över tid, men fortfarande var noterbar efter fem år. En effekt från brandretardent på den mikrobiella aktiviteten i mark upptäcktes ett år efter branden, där enzymaktiviteten var lägre jämfört med obrunnen mark. På lång sikt (efter 5 år) påverkades emellertid inte den mikrobiella aktiviteten signifikant, med liknande värden mellan bränd och obränd mark, oberoende av om brandretardent använts eller inte.

Dessutom inkuberade författarna jordprover tagna från platserna ovan för användning i laboratoriestudier parallellt med fältstudierna. Mikrobiell biomassa och enzymatisk aktivitet reduceras även i de inkuberade jordarna efter 12 veckor. Slutligen visade analys av fosfolipidfettsyra som användes för att mäta mikrobiell biomassa inga signifikanta skillnader bland de olika markbehandlingarna efter 5 år. Dock skiljer sig den mikrobiella samhällsstrukturen mellan de obrända och de brända markerna. Även efter 5 år upptäcktes en ökad dominans av svampar och gramnegativa bakterier i den brända jorden, vilken dock var en försumbar skillnad mellan brända jordar med eller utan brandretardent.

Couto-Vázquez et al. (2011) studerade långsiktiga förändringar av markens egenskaper och växter efter brand och användande av brandretardent. Sju månader efter den föreskrivna branden planterades fyra ettåriga tallplantor på varje yta (brända med/utan brandretardent och obrända) för att följa deras utveckling och för att bedöma hur brand och brandretardent påverkar skogsplantering efter eld. Under de tre första åren efter plantering mättes höjden och basdiametern av tallar kvartalsvis och därefter årligen fram till det femte året. Dessutom togs prover av jordar (0–2 cm djup) och bladmaterial från omkringliggande buskar (Ulex micranthus, Pterospartum tridentatum, Erica umbellata och Pinus pinaster) och analyserades med avseende på näringsinnehåll, vegetationskåpa och höjd. Resultaten för näringsämnen i jord överensstämde med Barreiro et al. (2010). Analyser av näringsämnen i buskarna visade en positiv effekt av tillämpningen av ammoniumpolyfosfat i alla undersökta växtarter som visade högre värden på kväve, fosfor och natrium, men mindre kalium, särskilt i baljväxter (Ulex och Pterospartum) jämfört med växter i den obrända jorden.

Efter 5 år var halterna i bladmaterialet av fosfor likartade i växterna från obrända och brända ytor, vilket visade en brist på långtidseffekt av eld på denna variabel (Couto-Vázquez et al., 2011).

Tallar som planterats på obrända ytor skiljde sig jämfört med tallar som odlats på bränd mark då de hade större vegetationsskikt. De hade även den lägsta dödligheten och en högre planthöjd, däremot oförändrad basaldiameter. Träd från den brända jorden utan brandretardent visade de lägsta tillväxthastigheterna; träd som växer på ytorna som behandlats med brandretardent, hade under tidig tillväxt (0 till 6 månader) en långsammare tillväxttakt jämfört med tallar från obränd mark, däremot var de störst till storlek efter 2 till 3 år, även om de hade den näst högsta dödligheten. När det gäller naturlig regenerering av vegetationsskiktet 5 år efter branden, var procentandelen jord som var bevuxen av baljväxter signifikant högre på fältet som behandlades med brandretardent jämfört med de andra jordarna, E. umbellata var dock lägre till antalet. Denna art är den enda av de testade buskarna som förökar sig uteslutande med frön, vilket sannolikt påverkades av ammoniumpolyfosfat, känt för dess skadliga effekter på frösprutning (Couto-Vázquez et al., 2011).

Ytterligare två studier publicerades 2015 och 2016, som utvärderade branden och brandretardenter påverkan efter 10 år. Fernández-Fernández et al. (2015) fortsatte studien av Couto-Vázquez et al. (2011) och undersöker effekten efter 10 år på markegenskaper, näringsinnehåll, vegetationstillväxt och täckning. Barreiro et al. (2016) tittade på den långsiktiga påverkan på mikrobiella samhällen i mark och fortsätter sin egen tidigare studie från 2010.

Fernández-Fernández et al. (2015) fann att 10 år efter branden var den höga koncentrationen av fosfor i mark som behandlats med brandretardent den primära och långsiktiga faktorn som påverkar vegetationsutvecklingen under experimentet, då fosforkoncentrationerna i plantorna var dubbelt så hög som i plantorna från de andra behandlingarna, både 5 och 10 år efter branden (Couto- Vázquez et al., 2011), vilket indikerar att mängden fosfor som tillsattes från brandretardent var tillräcklig för att modifiera den långsiktiga tillgängligheten och växtupptaget av dessa näringsämnen.

Efter 10 år kvarstod signifikanta negativa effekter från branden på tillväxten hos tallar (i överensstämmelse med femårsmätningen av Couto-Vázquez et al., 2011). Tallar visade hög mortalitet och en tredjedel var klart vanskapta och antagligen inte längre livskraftiga 10 år efter branden. Den negativa effekten på E. umbellata fortsatte också med en minskning av täckningen i marken som behandlades med brandretardent, till skillnad från ökningen som ses i de andra markerna. Andra arter P. tridentatum och U. micranthus, visade större tillväxt i marker som behandlats med brandretardent efter 5 år, men ingen skillnad efter 10 år jämfört med obehandlade jordar (brända och obrända). Forskare noterade även att en ny art Gleditsia triacanthos koloniserade alla fältbehandlingar utom de som behandlades med brandretardent.

Efter 10 år samplade Barreiro et al. (2016) jordarna efter att ha tagit bort förna vid två olika djup av 0–2 cm och 2–5 cm för att undersöka om det fanns en korrelation i markmikrobiella samhällen med behandlingar och markdjup.

Resultaten indikerar en effekt av markdjup, men ingen effekt från branden, vilket tyder på att markkvaliteten återhämtade sig efter 10 år. Som förväntat ökade pH med djupet medan det organiska innehållet, fysikaliska och kemiska egenskaper (vattenhållande kapacitet, elektrisk ledningsförmåga, vattenlöslig kol och kolhydrater) minskade. På samma sätt minskade också biokemiska och

mikrobiologiska egenskaper (enzymaktivitet, mikrobiell biomassa och aktivitet) med djup. Intressant nog fann författarna att efter 10 år ökade pH och elektrisk ledningsförmåga i bränd jord oavsett om brandretardent använts. Efter 10 år upptäcktes förändringar i mikrobiell sammansättning fortfarande i marken som behandlades med brandretardent (likt efter 5 år (Barreiro et al., 2010)), vilket ansågs vara förenat med indirekta förändringar från brandretardent på vegetationstillväxt och täckning.

Sammanfattningsvis kan man dra slutsatsen att användningen av ammoniumpolyfosfat har långvariga effekter upp till 10 år efter applicering. Speciellt visade användningen av brandretardent att a) koncentrationerna ökade av tillgängliga makronäringsämnen och den totala fosforhalten i jord, samt uttömning av kalium i buskar; b) minskad tillväxt för tallplantor samt förändrad artsammansättning buskar i medelhavsregionen och c) ändrad sammansättning av mikrobiella samhällen i jord.

Det här är en detaljerad och långvarig studie som ger en användbar inblick i effekterna av skogsbränder och användningen av brandretardent. Det finns emellertid viss osäkerhet vid införlivandet av dessa resultat till skogar i Sverige, vars mark har en större halt av organiskt material och fuktinnehåll som kan mildra några av konsekvenserna för tillväxt som ses i medelhavsregionen.

I en annan studie från medelhavsregionen (Garcia-Villaraco Velasco et al. 2009) utvärderades effekten av brand och brandretardent på funktionell mångfald och total aktivitet av mikroorganismer i mark på en forntida betesmark under ett år. Den dominerande växtarten på betet var gräset Agrostis castellana. Jordprover samlades en gång i månaden efter branden från brända och obrända ytor, varav några av de brända ytorna var behandlade med brandretardent före branden (Fire Trol 931, ammoniumpolyfosfat). Branden brann med genomsnittstemperaturer på 221,6 °C (vid jord). I motsats till Barreiro et al. (2010) studie, fann författarna en högre metabolisk takt och funktionell mångfald när brandretardent var närvarande, vilket tyder på att produkten har en stimulerande effekt på mikrober. Men på månadsbasis, varierade mikrobiell metabolisk hastighet och mångfald, vilket tyder på att säsongsmiljöfaktorer, särskilt markfuktighet, hade större inverkan på resultaten än behandlingarna (brand och brandretardent).

En studie som genomfördes av Bell (2003) i typiska australiensiska varmare regioner bekräftar resultaten från Fernández-Fernández et al. (2015), vilka föreslår en övergripande stimulerande effekt från brandretardenter på vegetation. Studien indikerar att brandretardent Phos-Chek D75-R (diammoniumsulfat (65 %) och monoammoniumfosfat (15 %) fungerar som gödningsmedel för vissa växtarter.

Bell (2003) fann ett liknande svar där kväve och fosfor i brandretardent påverkade växternas tillväxt. Författarna fann en signifikant inverkan på plantornas längd på skott för arter i mark som behandlats med brandretardent, men ingen signifikant förändring av artskomposition eller trädtäckning av inhemsk vegetation som innefattar örter, mossa, gräs och buskar. Användningen av brandretardent ökade invasion av ogräs, särskilt vid applicering vid högre koncentrationer. Författaren erkände emellertid att de experimentella platserna var belägna nära offentliga områden (landningsbanor för flyg) och en flora med exotiska arter, som vanligtvis inte borde vara närvarande nära ett experimentellt

fält. Trots detta förklarade författaren att invasion av ogräs sannolikt kommer att vara ett viktigt övervägande om brandretardent används för kontroll av skogsbränder på inhemsk vegetation i närhet till samhällen (Bell 2003).

Slutligen finns det i litteraturdatabasen endast två studier som bedömer effekten av brandretardent på jordlevande organismer.

Collett (2007) studerade de potentiella negativa effekterna på skalbaggar (Coleoptera) i australiensiska varma områden under 1 år. Sammanlagt 2 843 exemplar som representerade 17 Coleoptera-familjer samlades i 5 400 fallgropsprover. Slutsatsen drogs att, trots tillämpningen av brandretardent vid varierande hastigheter, fanns det inte någon signifikant effekt på Coleoptera (Collett, 2007).

Seymour och Collett (2009) studerade effekterna av brandretardenter på myror i Australien över en årstid. Resultaten visade att efter applicering av brandretardenten observerades ingen signifikant effekt på de större myrarterna Rhytidoponera metallica (Smith) och Pheidole sp. Emellertid observerades signifikanta minskningar av aktivitet för Camponotus terebrans (Lowne) vid Grampians testplats och Paraterchina sp. på Marlo testplats på grund av en förändring av livsmiljön. Författarna föreslog att brandretardenter, i kombination med rådande lämpliga klimatförhållanden, leder till bladnekros, ackumulering av förna och invasion av ogräs som leder till potentiell skapande av livsmiljöer som är mindre lämpliga för aktiviteten hos dessa myrarter (Seymour och Collett, 2009).

ECHA:s databas över registrerade ämnen kontrollerades av Ramboll för ammoniumfosfatämnena (CAS: 7783-28-0 och 7722-76-1). Inga terrestra ekotoxicitetsdata finns tillgängliga för dessa ämnen.

Litteraturen som granskas i detta avsnitt behandlar en omfattande och långtgående (10 år) studie om medelhavsjordar och dess vegetation, samt ytterligare några studier från medelhavsregionen och fyra australiensiska studier. I de australiensiska studierna (Bell, 2003; Hopmans och Bickford, 2003) konstaterades att brandretardenter bidrog till högre halter av näringsämnen till markens ekosystem, men kvävehalterna återställdes till basnivåerna inom ett år. Fosfornivåerna var dock fortfarande förhöjda, med konsekvenser för tillväxt av växter. De övriga studierna i heta, torra klimat rapporterar också att brandretardent påverkar jordens näringsstatus och vegetation. En stimulerande effekt på grund av fortsatt höga fosforkoncentrationer upp till 10 år efter applicering av brandretardent hittades av Fernández-Fernández (2015); vilket emellertid resulterar i fler vanskapta träd och mindre tillgängliga träd på grund av den snabba tillväxten i närvaro av hög koncentration av fosfater.

Kunskapsluckor som rör den markbundna miljön verkar relatera till inga eller begränsade tillgängliga toxicitetsdata för ryggradslösa djur, fåglar och däggdjur, även potentiella effekter på trädkronor från luftapplikation saknas då brandretardenter i de experimentella studier som genomförts främst verkar ha applicerats till jord. Dessutom finns inga studier i tempererade klimat som kan vara direkt jämförbara med skogar i Sverige.

Slutligen verkar det finnas en kunskapslucka som rör produktens potentiella rörlighet genom jord och grundvatten, vilket laktester kan bidra till att svara på.

6.2.3 Potentiell toxicitet för akvatiska organismer

Påverkan på vattenmiljön beror på sammansättningen av brandretardent och vad som händer efter att de applicerats. Vägen till vattenmiljön kommer att påverkas ingående ämnens nedbrytbarhet, löslighet och rörlighet över land eller infiltrering genom jordar till grundvattenförekomster, avstånd mellan appliceringsplats och vattenförekomster och känslighet hos organismer som kommer i kontakt med medlet och eventuella nedbrytningsprodukter. I allmänhet är följande några av de faktorer som ökar risken för negativa effekter på ytvattenförekomster (bland annat pga. ökad spridning och liten utspädning): låg organisk halt i jord, branta lutningar ner mot vattenförekomster, låg permeabilitet i jord (t.ex. lera), högt pH i mottagande vatten och små vattenförekomster eller lågt flöde (Gould, 2000).

Information från ECHA:s databas över registrerade ämnen om diammoniumfosfat visar att ämnet dissocieras fullständigt till ammoniumjoner och fosfatjoner i vattenlösningar. Denna jämvikt är beroende av vattnets temperatur, pH och jonstyrka i miljön. En oladdad ammonium i form av ammoniak förekommer också i vattenmiljön vid ökande pH och temperatur. Det är välkänt att toxiska effekter på vattenlevande organismer har tillskrivits ammoniak, medan ammoniumjoner inte anses vara toxiska eller signifikant mindre toxiska. Det är däremot allmänt accepterat att den huvudsakliga toxiska komponenten av ammoniumsalter såsom ammoniumfosfat eller ammoniumsulfat är ammoniumjonen snarare än motsvarande anjon (t.ex. fosfat eller sulfat).

Ett försök att korrelera Fire-Trol och dess beståndsdelar ammonium, fosfor och korrosionsskydd med nivåer som finns i ytvattenförekomster (strömmar) i närheten av en tidigare skogsbrand gjordes av Crouch et al. (2006). Data sammanställdes från ett övervakningsprogram som bevakar hur ytvatten påverkas av skogsbränder. Uppmätta koncentrationer jämfördes i bäckar där brandretardent appliceradats, med bäckar utan användning av retardent. Ammonium, fosfat och cyanid (huvudkomponent i korrosionsinhibitorn) hittades i bäckarna i eldhärjade områden där brandretardent inte använts i koncentrationer som liknar de som fanns i områden där brandretardent applicerades. Korrelationer med kalciuminnehåll användes också för att undersöka kemikaliekällan eftersom kalciumkoncentrationerna i aska är mycket högre än i brandretardenter. Resultaten visade att ammonium, fosfat och den totala cyanidkoncentrationen alla var signifikant korrelerade med kalciumkoncentrationer, vilket indikerar en systematisk association av dessa kemikalier med askrelaterade ingångar. Sammantaget föreslår författare att användningen av brandretardent utgör liten risk för vattenkvaliteten eftersom inga signifikanta korrelationer kunde hittas för vattenkemin (Crouch et al., 2006).

I en laboratoriestudie utvärderade Dietrich et al. (2013) akut och kronisk toxicitet från två vanliga brandretardenter Phos-Chek 259F (115,5–1 132 mg/l innefattande monoammoniumfosfat) och LC-95A (34,3–685 mg/l bestående av ammoniumpolyfosfat) på kungslax (Oncorhynchus tshawytscha). Syftet var att utvärdera felaktig användning och/eller oavsiktlig spridning som utgör ett potentiellt hot mot vattenlevande organismer. Kungslaxyngel exponerades i sötvatten för åtta koncentrationer av varje produkt och en kontroll under 96 timmar för bestämning av akut toxicitet. De åtta exponeringskoncentrationerna

som valts för varje brandretardent baserades på tillverkarens föreskrivna koncentrationer, de föreslagna arbetskoncentrationerna av LC-95A och 259F är ca 226 590 respektive 136 600 mg/l. Dessa är de koncentrationer som initialt kommer in i en vattenförekomst under oavsiktlig spridning direkt i till vattnet, före utspädning. Resultaten visade att två brandretardenter, som användes i dag, Phos-Chek 259F och LC-95A var akut giftiga för kungslaxyngel i koncentrationer under de rekommenderade blandningskoncentrationerna.

De uppskattade 96-timmars LC50-koncentrationerna för kungslaxyngel var 339,8 mg/l respektive 140,5 mg/l för LC-95A respektive 259F, vilket står för 0,15 % och 0,10 % av de föreslagna brukskoncentrationerna för LC-95A respektive 259F. Kemisk analys indikerade att ammoniak härrörande från 259F var tillräcklig för att orsaka akut mortalitet; men ytterligare faktorer, som indikeras av ökad förekomst av näringsvakuoler i gallan, kan ha bidragit till dödligheten vid exponering av LC- 95A. Dödligheten kan emellertid variera beroende på fysikaliska egenskaper (t.ex. vattenvolymen och flödeshastigheten) och biologiska egenskaper (t ex rörelse och artdensitet – antal arter per ytenhet) hos den mottagande vattenförekomsten, liksom på volymen brandretardent som mottas.

Kroniska effekter uppkom också på kungslaxynglens fysiologiska utveckling på grund av exponering av brandretardent. Fiskarna testades genom att placeras i havsvatten innan de naturligt är redo för salthalten. Efter behandling i 96 timmar med Phos-Chek var dödligheten hos kungslaxen mindre än 5 %. När de överlevande fiskarna placerades i saltvatten visade de däremot minskad överlevnad (35–40 %) jämfört med fisk som inte behandlats med Phos-Chek (Dietrich et al., 2013).

Little et al. (2002a) utförde strömningstester i motströmskamrar med en genomströmningsdesign för att testa beteendeförändringar hos regnbågslaxyngel till följd av exponering av brandretardent. Regnbågslaxyngel utsattes för olika koncentrationer av Fire Trol GTS-R (ammoniumsulfat) och Phos-Check D75-R (monoammoniumfosfat). Resultaten visade att regnbågslaxyngel undvek koncentrationer så låga som 1–10 % av LC-50-värdet. Närvaro av färgämne eller natriumferrocyanid påverkade inte undvikningsresponsen. Författarna drogs slutsatsen att den ökade salthalten i lösningen från brandretardenten verkar vara den avgörande aspekten som fiskarna reagerar på och väljer att undvika. Det indikerar att om det finns något område att undfly till, kan skador på fiskar begränsas.

Wells et al. (2004) har också utvärderat undvikandebeteenden hos regnbågslax (Oncorhynchus mykiss) efter exponering av Fire-trol GTS-R (ammoniumsulfat) och Phos-Chek D75-R (monoammoniumfosfat) och alternativa beståndsdelar (GTS- R utan järnoxid och natriumferrocyanid) vid koncentrationer från 0,65 till 26 mg/l. Experiment utfördes i motströmskamrar med en genomströmningsdesign för att testa undvikandebeteenden hos fisk. Författarna fann att regnbågslaxen kan upptäcka och undvika koncentrationer så låga som 0,65 mg/l upplöst GTS-R. Vidare, när olika formuleringar av GTS-R testades, upptäcktes ingen minskning av undvikandebeteende; svaret i båda fallen följde emellertid inte ett dos-respons- förhållande utan snarare en frånvaro/ närvaro-respons. Däremot ökade undvikanderesponsen på D75-R med ökande koncentrationer.

ECHA databasen för registrerade ämnen presenterar en uppskattad koncentration som inte förväntas ha några effekter i miljön (Predicted no effect concentration (PNEC) för diammoniumfosfat (CAS 7722-76-1). PNEC-värdet uppskattas utifrån toxicitetsdata från flera trofiska nivåer, där uppmätta EC50 eller LC50-värden för den känsligaste testade arten används tillsammans med en bedömningsfaktor som möjliggör extrapolering från laboratoriemiljö till verklighet. Bedömningsfaktorn beaktar de osäkerheter som finns vid laboratoriestudier (t.ex. att endast ett fåtal arter testats, naturliga miljöer är betydligt mer komplexa än miljöer i laboratorier) och minskar i storlek då mycket toxicitetsdata finns tillgänglig (=mindre osäkerhet vid extrapolering). PNEC-värdet för diammoniumfosfat är uppskattat till 1,7 mg/l och baseras på akut toxicitetsdata och en bedömningsfaktor på 1 000 applicerat. Det innebär att koncentrationer under 1,7 mg/l inte förväntas ha några effekter på miljön.

Registreringsunderlaget för diammoniumfosfat CAS 7722-76-1 betraktar en grupp fosfater som visar en låg eller försumbar toxicitet för vattenlevande arter i laboratorieundersökningar. För fisken är LC50 från > 85,9 mg/l till 1700 mg/l; för ryggradslösa djur är EC50 1790 mg/l; och för alger är NOECs ≥ 87,6 mg / l och ≥ 97,1 mg/l. Ytterligare ekotoxicitetsinformation presenteras i Tabell 1 och 2 i denna rapport från produkternas säkerhetsdatablad. Dessa indikerar också låg toxicitet för vattenlevande liv och kräver ingen klassificering av miljöfarliga ämnen för de brandretardenter som används i Europa.

I USA har det förekommit oro att brandretardenter innehållande natriumferrocynaid ska frisätta cyanid när produkterna utsätts för UV-ljus i solljus och på så sätt vara toxiska. Riskbedömningar angående exponering från cyanid från dessa produkter har konstaterat en liten påverkan för människor och organismer på land. Men tidigare litteratur inom forskningsområdet har antytt att natriumferrocyanid skulle kunna vara toxiskt för fisk. USDA Forest Service beställde därför en studie av U.S. Geological Survey Columbia Environmental Research Center Columbia (USGS) 2002 (Little et al., 2002b).

Little et al. (2002b) genomförde en serie av laboratorietester där yngel av regnbågslax och sydlig leopardgroda (Lithobates sphenocephalus) exponerades för brandretardenter med och utan UV-ljus. Testerna utfördes under 96 timmar med en rad olika koncentrationer. Testerna tog reda på vid vilka koncentrationer som produkterna var dödlig för 50 % av testorganismerna (LC50). Produkterna som testades var Fire-Trol GTS-R och Phos-Chek D75-R. Fire-Trol GTS-R innehåller normalt natriumferrocynaid och testades med och utan denna. D75-R innehåller inte natriumferrocyanid. Förekomst av natriumferrocyanid ökade konsekvent toxiciteten hos brandretardenterna. Vid avsaknad av UV-ljus var produkterna med natriumferrocyanid mer än dubbelt så toxiska jämfört med produkter utan natriumferrocyanid. Vid närvaro av UV-ljus dubblerades dessutom toxiciteten för produkter med natriumferrocyanid. Dödligheten ökade vanligtvis efter några få timmars exponering.

Little et al. (2002b) genomförde strömningstester för att ta reda på toxiciteten vid händelse av utsläpp av en ”puls” retardent (för att efterlikna oavsiktligt spill) när den sköljs med ett regn. Två artificiella 150 meter stora bäckar utsattes för olika koncentrationer av GTS-R och D75-R eller okontaminerat vatten (kontroller). Replikatgrupper av knölskallelöja (Pimephales promelas) tillsattes

till testbehållare (10 fiskar per behållare) och exponerades för produkterna i det recirkulerade flödet från bäckarna under upp till 6 timmar. Fri cyanid (i jonform) är den mest troliga formen av cyanid som bildas vid nedbrytning av natriumferrocyanid i närvaro av UV-ljus (Burdick och Lipschuetz, 1950). Under fältförhållanden när GTS-R (med natriumferrocyanid) utsattes för soliga dagar, d.v.s. UV-ljus, resulterade det i total (100 %) dödlighet. Men när de testades under mulet väder, avsaknad av UV-ljus, uppstod ingen dödlighet. Ingen dödlighet uppstod i kontrollen med eller utan UV-ljus.

6.2.4 Potentiell övergödning av vattenförekomster

Inom litteraturen som Ramboll har granskat finns kunskapsluckor relaterade till potentiell övergödning av vattenförekomster som följd av applicering av brandretardent. Olika författare (Pappa et al, 2006, Pappa et al., 2008, Koufopoulou et al., 2014, Michalopoulos et al., 2016) har funnit bevis på urlakning av kväve och fosfor från mark behandlad med brandretardent, men ingen empirisk studie har genomförts för att samla bevis på effekt i vattenmiljön. De flesta studierna tyder på att dessa tillstånd kan leda till övergödning, men inga verkliga miljöstudier eller laboratorieförsök har utförts rörande brandretardenters påverkan på övergödning. Däremot kan det finnas information i andra vetenskapliga artiklar om sökkriterierna utökas till att röra berörda ammoniumsalter och övergödning.

6.2.5 Potentiell toxicitet för övriga som exponeras

Merparten av litteraturen om brandretardenter handlar om vattenlevande arter, växter och marklevande mikroorganismer. Mycket få studier har beaktat andra trofiska nivåer.

En studie har granskats om effekten av brandretardenter på fåglar. Vyas et al. (2009) undersökte toxiciteten hos brandretardenter som huvudsakligen används i USA och Kanada, Fire-Trol GTS-R, Phos-Chek D-75F och Fire Trol LCG-R på tre olika fågelarter: vitstrupig vaktel (Colinus virginianus) sparvfalk (Falco sparverius) och rödvingetrupial (Agelaius phoeniceus). Testerna utfördes enligt akuta orala toxicitetsriktlinjer för fåglar, administrering av brandretardenter skedde oralt med en halt på 5 mg kemikalie/g kroppsmassa via gelatinkapsel. För alla arter och brandretardenter uppskattades LD50 vara> 2 000 mg/g, även om resultaten för tornfalken var opålitliga på grund av experimentella svårigheter. Sammantaget klassificerade författarna brandretardenter som icke toxiska för fåglar.

6.3 Återhämtning av brandhärjade skogar

Ett ämne som diskuterades sporadiskt i all den litteratur som granskades var frågan om miljöåterhämtning efter en brand och huruvida användningen av brandretardenter skulle påverka den tidsperiod som ett ekosystem kan ta för att återhämta sig. Detta är en kritisk åtgärd för att utvärdera effekten av brandhämmande kemikalier: om ekosystemets återhämtningstid på grund av användningen av brandhämmande kemikalier är större än den i den situation där branden minskas av andra metoder.

Den primära undersökningen om miljöåterhämtning är en 10-årig fältstudie som diskuterats tidigare i avsnitt 4.2.2. Resultaten från det 10-åriga fältförsöket i medelhavsregionen är viktiga för att bedöma potentialen för miljöåterhämtning efter en brand och användningen av ammoniumbaserade brandretardenter. Denna studie drog slutsatsen att effekten av ammoniumpolyfosfat i miljön efter applicering kvarstod i upp till 10 år efter appliceringen i synnerhet ökade koncentrationerna av brandretardenter näringsämnen i jord som kväve och fosfor och liknade effekten på applicering av gödningsmedel. Denna ökning av tillgängliga näringsämnen som observerades i studien sammanföll också med ökad lönsamhet i tillväxt av tallar och en modifiering av artskompositionen bland buskar i medelhavsregionen. Detta resultat kan indikera att höga fosfornivåer på medellång sikt kan påverka återhämtning av vegetation efter brand och kan ha en antagonistisk effekt på växtupptag av näringsämnen som järn och zink (Couto- Vázquez och González-Prieto, 2006). Dessa studier är dock baserade i medelhavsregionen, med en annan uppsättning receptorer och annat klimat jämfört med Sverige, vilket kan påverka uppförandet av brandhämmande kemikalier annorlunda än om de tillämpas i Sverige. Frånvaron av studier baserade i Sverige och i kalla väderklimat generellt noteras som en kunskapslucka i avsnitt 5 nedan.

Omvänt diskuterar annan litteratur som granskas inom ramen för denna översyn de extrema effekterna på jordens sammansättning och samhällen på grund av själva branden. Litteraturen föreslår att bidraget från brandretardent till den miljöpåverkan som orsakas av skogsbränder kan vara inkonsekvent med tanke på stora mängder aska som sannolikt kommer att gå in i vattenlevande system från regnvattenavrinningen och potentiellt täppa till fiskgälar och öka vattentemperaturer, speciellt i grunda ytvatten (Little and Calfee, 2002).

Ramboll har inte granskat litteratur som behandlar återhämtning av ekosystem på grund av skogsbrand utan tillämpning av brandhämmande kemikalier inom omfattningen av denna rapport. Inom ramen för denna studie identifierades detta som en kunskapslucka. Att förstå effekten på systemåterhämtning med och utan tillämpning av brandretardent är avgörande för att förstå de potentiella miljömässiga kompromisserna. Medan litteraturen diskuterade effekterna av brandretardenter på flera trofiska nivåer, diskuterade den inte i någon större utsträckning konsekvenserna av att inte tillföra brandretardenter till en brand.

6.4 Potentiell exponering och effekter hos människor

Två huvudsakliga potentiella exponeringsvägar med avseende på människors hälsa vid användning av brandretardenter har identifierats: 1) yrkesmässig exponering vid framställning och användning av produkten och 2) exponering av allmänheten via miljön genom att utsläpp av brandretardent till vatten-, luft- och jordmiljö (Gould, 2000).

6.4.1 Information i säkerhetsdatablad

Baserat på den tillgängliga informationen från säkerhetsdatabladen, så utgör inte hanteringen av de aktuella produkterna på den europeiska marknaden för spridning med flygplan/helikopter (Fire-Trol 931 och Phos-Check LC95A) någon akut risk för människa. Produkternas faroprofil utifrån ett hälsoperspektiv är låg, då det främst rör sig om risk för mild ögon- och hudirritation. I enlighet med vad som presenteras i tabell 1, finns resultat från korttidstester av produkterna som visar på låg akuttoxisk profil, efter både oral- samt hudexponering i råtta respektive kanin. De i tabellen angivna LD50-värdena (Leathal Dose 50 %) är ett mått på hur akuttoxisk en kemisk produkt är. Ju högre LD50-värde, desto större engångsdos av testsubstansen tolererar försöksdjuren utan allvarliga hälsoeffekter eller dödsfall. Gränsen för när en produkt inte behöver klassificeras och märkas baserat på LD50-värdet är > 2 000 mg/kg inom Europa.

En informationsbrist i de befintliga säkerhetsdatabladen är avsaknaden av resultat från långtidsstudier. Detta är en viktig parameter för att se om produkterna skulle kunna orsaka några hälsoeffekter på längre sikt efter upprepad exponering, som exempelvis cancer, reproduktionsstörningar, eller effekter på specifika organ. Eventuella effekter av långtidsexponering av brandretardenter är relevanta att bedöma, både ur arbetsmiljösynpunkt och för människor som kan exponeras via miljön.

Säkerhetsdatabladet för Fire-Trol 931 anger att det vid temperaturer över 435 °C bildas ammoniak och vätecyanid. Brand med flamma och kronbränder har temperaturer över denna gräns. Man kan därför förvänta sig att ammoniak och vätecyanid bildas vid sådana bränder. Ämnena kan förväntas avgå till luft. Ammoniak har normalt en dags livslängd (Pinder et al, 2008) och reagerar med vatten eller andra ämnen i luften och kan nå marken genom nedfall. I projektets tillgängliga litteratur ingick inte studier rörande dessa utsläpp och dess påverkan. Det går dock att anta att det främst är personer i den absoluta närheten till bränderna där brandretardenter har spridits som skulle kunna påverkas av vätecyaniden och ammoniaken i de fall de inte använder skyddskläder och rökgasutrustning.

6.4.2 Information i litteratur

Labat Environmental (2017) utarbetade en periodisk uppdaterad riskbedömning av människors hälsa på grund av användningen av brandretardent för the Fire and Aviation Management of the US Forest Service. Risken för följande brandretardenter undersöktes: Phos-Chek LC-95 (AR, AF, A-FX), Phos-Chek MVP-F och Phos-Chek 259-Fx, med uppskattat värde för oral LD50 (formulering) av 5,050 mg/kg. Riskbedömningen användes för bestämning av en acceptabel dosnivå för de olika kommersiella medlen. Denna dosnivå jämfördes med de uppskattade doserna som brandmännen utsattes för. Resultatet av jämförelsen klassificerade risken för brandretardenter som godkändes av USDA Forest Service som försumbar. Sammanfattningsvis fann upphovsmännen att med beaktande av en typisk och maximal exponering resulterade alla produkter i riskkvoter som var mindre än ett, vilket indikerar en försumbar risk för brandbekämpningspersonal från brandretardenter och en person som skulle komma in i det område där brandretardent applicerades. Försumbara risker förutspåddes dessutom för vuxna och barn i allmänheten om de rengör en yta som har behandlats med brandretardent eller på grund av ett oavsiktligt exponeringsscenario.

US Forest Service drog slutsatsen att hälsoeffekter kan uppkomma om grönsaker som är belagda med brandretardent konsumeras. Svamp- och bärplockare kan komma i kontakt med brandretardenter via hudexponering, om de rör sig i områden som har behandlats tidigare på säsongen. Men risken för hälsoeffekter i dessa fall bedömdes vara minimal. Under de många år som dessa kemikalier har använt i brandbekämpning har rapporter om negativa hälsoeffekter begränsats till hud- och ögonirritation och potentiella allergiska reaktioner (Gould, 2000; Labat Environmental, 2017).

Människors exponering från spridning av brandretardent med hjälp av flyg är generellt sett en kunskapslucka. I US Forest Service granskning togs inte hänsyn till eventuella negativa effekter på grund av brandretardent i aerosolform eller konsumtion av förorenat dricksvatten. Till exempel, Pappa et al. (2008) väckte oro över den eventuella förekomsten av höga koncentrationer av kväve i grundvatten på grund av att det utlakats från jordar där brandretardent applicerats. Faktum är att i laboratorieförsök med Fire-Trol 931 förlorades upp till 30 % av den totala kvävehalten i produkten via urlakning, i första hand som nitratkväve (Pappa et al., 2008). Studier av markkemi visar också att metaller kan lakas ur ut till grundvatten på grund av jordens ökade surhet i närvaro av ammoniumbaserade medel.

En undersökning av gasformiga utsläpp från bränder som besprutats med brandretardent indikerar en förändring i utvecklingsprofilerna för specifika föreningar (koldioxid, ammoniak, bensen, toluen och fenol) som produceras vid förbränning av tallbarr på grund av närvaron av Fire-Trol 931 (Tzamtzis et al., 2006). I allmänhet uppstår de flesta utsläpp mellan 200 °C och 450 °C, vilka i närvaro av en brandretardent uppvisar en ökad mängd gasformiga utsläpp, såsom ammoniak och aromatiska föreningar.

7. Kunskapsluckor

Ramboll har genomfört en kunskapssammanställning av befintlig litteratur och nationella policys för att sammanfatta kunskapsläget för användningen av brandretardenter för att hjälpa till vid bekämpning av skogsbränder. I litteraturen återfinns delvis potentiell påverkan på terrestra och akvatiska ekosystem som resultat av användandet av brandretardenter vid bekämpning av skogsbränder. För att identifiera luckor i den kunskap som finns tillgänglig genererade Ramboll en tabell över kunskapsluckor (Bilaga 4) som visar varje vetenskaplig studie som genomförts på brandretardenter och vilka trofiska nivåer som är studerade. Tabellen visar potentiella kunskapsluckor i litteraturen för konsekvensbedömning av brandretardenter. Genom en kombination av analys som visas i Bilaga 4 och som en kvalificerad bedömning identifieras följande kunskapsluckor:

- En kunskapslucka är vilka miljöeffekter nuvarande produkter som är godkända för användning i Europa ger. Merparten av litteraturen diskuterar produkter som inte längre används. Detta är särskilt viktigt att notera eftersom äldre föreningar som inte längre används har en primär beståndsdel av ammoniumsulfat, medan nyare produkter innehåller ammoniumfosfat. De potentiella effekterna av ammoniumfosfat från brandretardenter är inte allmänt känt. Men Enligt ECHA-databasen (tabell 2) är dock ammoniumfosfats mindre toxisk än ammoniumsulfat.
- Det finns väldigt lite information om hela produktens miljöpåverkan (t ex inklusive bindemedel) och frisättningen av dess aktiva beståndsdelar, såsom ammoniumfosfat, i miljön. Säkerhetsdatabladet för Phos-Check LC95A anger t.ex. att de inte har genomfört toxicitetstester och bionedbrytbarhetsstudier med denna. Det finns också liten information om ytterligare omvandling och dissociation av ammoniumfosfatet, vilket kan bilda ammoniak, en högt giftig form för vattenlevande organismer. Produkterna innehåller lera som skulle kunna bidra till grumling och negativa effekter för vattenlevande organismer. Men det är oklart hur stor denna påverkan kan vara i förhållande till all aska och suspenderat material som branden i sig bidrar med.
- Flera produkter på marknaden, bland annat Fire-Trol 931 som används på den europeiska marknaden, innehåller ingredienser som är företagshemligheter och inte behöver redovisas i säkerhetsdatablad, vilket omöjliggör en riskbedömning för miljö och hälsa av dessa okända kemikalier.

- I uppdraget ingick inte att ta fram information eller utvärdera litteratur som relaterade till skogsbranschens utgångsläge med risk för bränder i Sverige och detta är en betydande kunskapslucka. Det är standard vid riskbedömning att fastställa grundmiljön för att en jämförelse kan göras med en faktisk eller förutsedd förändring av miljöförhållandena i samband med en förvaltningsåtgärd, i detta fall tillämpning av brandretardent till skogsmiljöer. Baslinjevärderingen bör karakterisera det nuvarande tillståndet för skogslevande livsmiljöer, till exempel närvaron av skyddade arter och livsmiljöer, forntida eller regenererande skog (t.ex. möjligen föremål för tidigare bränder eller användning av brandretardent), markförhållanden (t.ex. organiska ämnen, kväve och fosfor), närvaro av vattenlevande livsmiljöer (t.ex. kan stängda vattenförekomster, såsom sjöar, vara mer sårbara än floder), vattenkvalitet (t.ex. näringsstatus), avelscykler av viktiga arter (t.ex. ungdomar), typ av skogs- och skogsbrukshantering, närhet till människor (invånare) och potentiella vägar för exponering.
- Det finns få uppmätta data om koncentrationen av brandretardent eller dess beståndsdelar i miljön efter en brand. Hur stora mängder som hamnar på en viss yta och vilka koncentrationer det resulterar i måste bero på en rad olika faktorer som är svåra att bedöma. Dock verkade det inte som att man i länderna där användning sker bedömer hur stora volymer per ytenhet som har påförts. Om man ska kunna knyta en uppmätt effekt i miljön efter en släckningsinsats är det viktigt att man kan relatera det till använda mängder. Avsaknad av data rörande koncentrationer i miljön (mark och jord t.ex.) gör det omöjligt att göra en kvantitativ riskbedömning, till exempel en jämförelse av uppmätta koncentrationer mot uppmätta effektkoncentrationer. Detta är en betydande kunskapslucka.
- Generellt finns det få studier (fält eller laboratorium) på vissa trofiska nivåer, inklusive vattenlevande organismer, jordlevande organismer, fåglar och andra terrestra organismer. Jordlevande organismer, som daggmaskar, är nyckeln till att upprätthålla markens hälsa. Det finns inga fältstudier som karakteriserar effekterna av brandretardenter på fåglar. Den enda studien som var tillgänglig och granskad var en laboratorieundersökning baserad på oral akut toxicitet. Det fanns inga kontakt- eller aerosolstudier tillgängliga i litteraturen.
- Det finns inga uppgifter i den studerade litteraturen angående påverkan som uppstår när brandretardenterna sprids med flygplan. Droppar av produkten kan transporteras med vindströmmar som en aerosol, med potential för inandning av vilda djur och människor. Hur mycket som övergår till aerosoler och hur potentiell drift företer sig kommer att bero på meteorologiska förhållanden. Denna exponeringsväg är sannolikt liten i förhållande till mark- och vattenexponeringsvägarna. Det fanns dock ingen information i litteraturen angående denna exponeringsväg eller koncentrationer som härrör från denna appliceringssmetod. Båda anses vara kunskapsluckor.
- Det finns inga uppgifter i den studerade litteraturen om potentialen för övergödning av vattenmiljön om ammoniumbaserade brandretardenter hamnar i vattenförekomster.

- Det saknas fältstudier i kallare klimat, inklusive på organismer och miljöförhållanden som skulle vara mer tillämpliga på förhållandena i Sverige.
- Det fanns brist på litteratur som behandlar återhämtning av ekosystem på grund av skogsbrand utan tillämpning av brandhämmande kemikalier. Inom ramen för denna studie identifierades detta som en kunskapslucka. Att förstå effekten på systemåterhämtning med och utan tillämpning av brandretardenter är avgörande för att förstå de potentiella miljömässiga kompromisserna. Medan litteraturen diskuterade effekterna av brandretardenter på flera exponeringsmottagare, diskuterade det inte i stor utsträckning konsekvenserna av att inte applicera brandskyddande kemikalier till en brand.

Dessutom fanns det flera kunskapsluckor som identifierades i riskbedömningen av produkterna och deras beståndsdelar för människors hälsa:

- I studerad litteratur saknas generellt omfattande data om människors hälsa, inklusive en avgörande karaktärisering av grundvattenvägen och uppmätta grundvattenkoncentrationer.
- Inga långvariga toxicitetsprov var tillgängliga för produkterna och risken för upptag genom huden var otillgänglig för de flesta kemikalierna.
- Inga data om potentialen för sekundärförgiftning på grund av biprodukter från brand och brandretardanter utvärderades.
- Det saknas resultat från långtidsstudier. Detta är en viktig parameter för att se om produkterna skulle kunna orsaka några hälsoeffekter på längre sikt efter upprepad exponering, som exempelvis cancer, reproduktionsstörningar, eller effekter på specifika organ.

Dessa kunskapsluckor utgör problem med att jämföra den befintliga litteraturen med skogsförhållanden och brandretardenter i Sverige. Relevansen av de flesta studier är tveksam på grund av skillnader i klimatförhållanden, marktyper och testarter. Frånvaron av uppmätta övervakningsdata är en stor nackdel vid karakteriserande av risk.

8. Sammanfattning av miljöeffekter och samlad bedömning

8.1 Sammanfattning av metodik

Ramboll har genomfört en kunskapssammanställning av den litteratur som tillhandahållits av Örebro Universitet. Litteraturen innehåller dels policys som tillämpas av andra länder, information från säkerhetsdatablad samt vetenskapliga artiklar som behandlar de potentiella effekterna från brandretardenter som sprids från flyg/helikopter.

I uppdraget ingår inte att göra en jämförelse mellan brandretardenters och andra brandbekämpningsmetoders miljöeffekter. Det ingår inte heller att göra jämförelse mellan brandretardenters miljöeffekter och de miljöeffekter som fås om branden inte släcks.

Inledningsvis utvecklades en konceptuell modell för att identifiera potentiella receptorer och exponeringsvägar för att avgränsa bedömningen. Litteraturen utvärderades utifrån ett värderingssystem som används vid bedömning av kemikalier i Europa (REACH-förordningen) och anpassats efter detta projekt. Kunskapsluckor identifierades.

8.2 Brandretardenters beståndsdelar

Brandretardenter består till största del av ammoniumbaserade fosfater eller sulfater, men även av tillsatsmedel som förtjockningsmedel (gummi eller lera), bindemedel, antikorrosiva medel, klumpförebyggande medel och färgämnen.

I vattenhaltig lösning dissocieras ammoniumfosfaterna fullständigt till ammoniumjoner och fosfatjoner. En oladdad form av ammonium är ammoniak, vilken kan förekomma i vattenmiljön. Andelen ammoniak ökar kraftigt med förhöjt pH-värde eller temperatur.

Säkerhetsdatabladet för Fire-Trol 931, den enda produkten som för tillfället säljs på den Europeiska marknaden för spridning från flyg/helikopter, redovisar inte vilket färgämne eller vilken korrosionsinhibitor som ingår i produkten. I säkerhetsdatablad för äldre formuleringar av Fire-Trol 931 framgår det att det innehållit natriumhexaferrocyanid. Ämnet är inte märkningspliktigt och behöver

inte redovisas i säkerhetsdatablad (trots att det vid närvaro av solljus bildar fri cyanid). Avsnitt 10 i säkerhetsdatabladet för den formulering av Fire Trol 931 som nu finns på marknaden, indikerar att natriumhexaferrocyanid eller ett likartat ämne skulle kunna ingå i produkten då säkerhetsdatabladet uppger att vätecyanid bildas när produkten kommer i kontakt med stark syra samt när temperaturen överskrider 435 °C. Vid kontakt med tillverkaren har det inte gått att få svar på om ett cyanidbaserat ämne ingår i produkten. Då produkterna för markanvändning Fire-Trol 934 och Fire-Trol 936 har likartade innehåll och samma text i avsnitt 10 i säkerhetsdatabladet skulle de också kunna innehålla natriumhexaferrocyanid eller ett likartat ämne. Vad som står klart är dock att inga Phos-Check som godkänns för användning i USA innehåller ett cyanidbaserat ämne, detta har bekräftats av tillverkaren (Matousek, muntligt). Säkerhetsdatabladen för dessa Phos-Check har inte heller samma information om bildande av vätecyanid och innehåller likartade redovisade ämnen som Fire-Trol.

Studier har visat att brandretardenter med innehåll av natriumcyanoferrat ger mycket högre toxicitet jämfört med liknande formuleringar utan natriumcyanoferrat. I närvaro av solljus bildas fri cyanid som ökar toxiciteten markant hos brandretardenten jämfört med en likvärdig retardent utan innehåll av natriumcyanoferrat. Enligt produktvalsprincipen i 2 kap 4 § miljöbalken ska verksamhetsutövare använda den minst skadliga produkten.

8.3 Nedbrytning och bioackumulering

Eftersom de ingående komponenterna inte är organiska ämnen är inte traditionella nedbrytningsstudier inom europeisk kemikalielagstiftning tillämpliga på ammoniumfosfat och diammoniumfosfat. Med anledning av detta har inga sådana studier registrerats. I miljön är nedbrytningsvägen genom sönderdelning till fosfater (eller sulfater för ammoniumsulfat) och motsvarande katjon, ammonium (NH4+). På grund av vattenlösligheten och förekomsten i jonform förväntas ämnena inte adsorberas eller bioackumuleras, vilket indikerar att vatten skulle vara den huvudsakliga recipienten förutsatt att de transporteras med vattenströmmar. I annat fall kommer ämnena stanna kvar på marken. Ammoniak har en mycket låg potential att bioackumulera i miljön.

8.4 Påverkan på markekosystem

När brandretardenter sprids över ett skogsområde kommer trädkronor, undervegetation och mark att kunna påverkas av brandretardenterna. Beståndsdelarna i brandretardenten kommer att ha olika effekter i miljön beroende på klimat, marktyp och avrinningsförhållanden. Den huvudsakliga ingrediensen i de flesta brandretardenter, ammoniumsalter, förväntas lösas upp i kontakt med vatten. Det gör att produktens beståndsdelar antingen tränger ner i marken om jordarten är av en fuktig art, eller följer med vattenavrinningen till vattenförekomster. De studier som Ramboll tagit del av visar att användandet av höga volymer av brandretardent vid bekämpning av brand kan förändra markegenskaperna och dess tillgänglighet av näringsämnen, främst på grund av det ökade tillskottet av kväve och fosfor, men även på grund av förändrade metallhalter och pH-nivåer.

I en studie redovisades det att vid bränder där brandretardent hade använts var halten ammonium och fosfor i jord betydligt högre jämfört med prover i fält där de inte använts. Jordens ammoniumkoncentrationer efter 10 år hade återgått till kontrollhalter i alla behandlade prover. Den högre fosfortillgången i mark som behandlats med brandretardent var fortfarande tre gånger högre än i de övriga behandlingarna 10 år efter branden. Men resultaten från dessa studier behöver inte nödvändigtvis vara applicerbara på miljön i Sverige då studierna är gjorda på varmare klimat och torrare jordar.

På sikt förefaller den största påverkan på mark vara ansamling av fosfor i marken, vilket kan skapa gynnsamma förhållanden för vissa mikrobiella arter samt och växter, beroende på vilka arter som svarar positivt på ökade mängder näringsämnen. Detta kan leda till en förändrad artsammansättning över tid. Ogräsinvasion kan uppkomma och vissa växter kan bli vanskapta.

Kortsiktiga toxiska effekter kan uppstå på markekosystem till följd av applicering av brandretardenter, men på längre sikt förefaller eventuella effekter av detta slag vara av mindre betydelse. Den huvudsakliga påverkan på markekosystem kommer istället att vara sekundära effekter som uppstår på grund av förändrade näringsförhållanden och förändrad artstruktur.

Enligt de studier som Ramboll tagit del av är risken för allvarliga effekter från användandet av brandretardent på markekosystem låg. Det saknas dock forskning om hur t.ex. fuktiga jordar och dess ekosystem påverkas över en längre tidsperiod, vilket skulle kunna vara ett vanligt scenario i svenska ekosystem.

Det är viktigt att ha i åtanke att om brandretardenter sprids över områden som naturligt är näringsfattiga så kan det ändra artsammansättningen och ekologin. Det kan då exempelvis vara mindre lämpligt att sprida brandretardenter över naturreservat eller Natura 2000-områden där de arter eller livsmiljöer som ska skyddas kräver en näringsfattig miljö.

8.5 Påverkan på djurliv på mark

Generellt finns det få studier (fält eller laboratorium) på vissa trofiska nivåer, inklusive jordlevande organismer, fåglar och andra terrestra organismer. Jordlevande organismer, som daggmaskar, är nyckeln till att upprätthålla markens hälsa. Det finns inga fältstudier som karakteriserar effekterna av brandretardenter på fåglar. Den enda studien som var tillgänglig inom ramen för detta projekt var en laboratorieundersökning baserad på oral akut toxicitet. I studien bedömdes brandretardenten vara icke toxisk för fåglar. Det finns inga kontakt- eller aerosolstudier tillgängliga i litteraturen.

De indirekta effekterna av användningen av brandretardenterna kan innefatta att vegetation och livsmedelskällor beläggs med ett lager brandretardenter som konsumeras av markbundna arter. Omfattningen av intaget beror på den mängd brandretardent som används, tidpunkt för intag efter spridning och djurets förmåga att undvika att äta föda som är belagda med brandretardenter.

8.6 Påverkan på akvatiska system

Påverkan på vattenmiljön beror på sammansättningen av brandretardenten och vad som händer efter att den applicerats. Vägen till vattenmiljön påverkas av ingående ämnens nedbrytning, löslighet och rörlighet över land eller infiltrering genom jordar till grundvattenförekomster, avstånd mellan appliceringsplats och

vattenförekomster och känslighet hos organismer som kommer i kontakt med medlet och eventuella nedbrytningsprodukter.

Enligt studerad litteratur verkar följande faktorer i allmänhet öka risken för negativa effekter på ytvattenförekomster (bland annat pga. ökad spridning och liten utspädning): låg organisk halt i jord, branta lutningar ner mot vattenförekomster, låg permeabilitet i jord (t.ex. lera), högt pH i mottagande vatten och små vattenförekomster eller lågt flöde.

Av de studier som Ramboll tagit del av för akvatiska miljöer kan felaktig användning eller oavsiktlig spridning direkt i vattendrag vara ett potentiellt hot mot vattenlevande organismer.

Direkta effekter som kan uppstå på miljön involverar akut och kronisk toxicitet för akvatiska organismer. Kungslaxyngel visade en hög känslighet för brandretardenter, där hälften av fiskarna i ett laboratorieförsök inte överlevde koncentrationer som står för 0,10 % och 0,15 % av den föreslagna brukslösningen. Kroniska effekter påvisades i några studier där kungslaxyngel visade en sämre fysiologisk utveckling när de exponerats för brandretardenter jämfört med en oexponerad kontrollgrupp.

Ingående komponenter i de olika formuleringarna visar olika toxicitet. Ammoniumsalter och dess joner förefaller vara relativt icke-toxiska både som salt och upplöst i vatten, förutsatt att inte ammoniak bildas. Ammoniak kan bildas antingen via förbränning eller vid reaktion mellan ammonium och hydroxidjoner i vattenmiljön. Ammoniak är känt för att vara mycket toxiskt för vattenlevande organismer. Det tränger igenom cellmembran i fiskgälar och är mycket giftig vid höga koncentrationer. Hur mycket ammoniak som bildas från brandretardenter i vatten beror på unika förutsättningar för varje miljö där brandretardenten appliceras. Vid högre pH-värden ökar förhållandet mellan ammoniak och ammoniumjoner och därmed lösningens toxicitet. Antikorrosionsmedel som natriumferrocyanid användes i toxicitetstester på regnbågslax och leopardgrodor och uppvisade en hög toxicitet. Toxiciteten ökade dessutom vid belysning med UV-ljus (solljus) eftersom fri cyanid frigörs via fotolys.

Övergödning kan också ge negativa effekter på vattenmiljöerna. Inom litteraturen som Ramboll har granskat finns kunskapsluckor relaterade till potentiell övergödning av vattenförekomster som följd av applicering av brandretardent. Olika författare har funnit bevis på urlakning av kväve och fosfor till vatten från mark behandlad med brandretardenter, men ingen empirisk studie har genomförts för att samla bevis på effekt i vattenmiljön. De flesta studierna tyder på att dessa tillstånd kan leda till övergödning, men inga verkliga miljöstudier eller laboratorieförsök har utförts rörande brandretardenters påverkan på övergödning.

Kunskapssammanställningen hade kunnat gynnas av vidare sökkriterier. Till exempel hade kompletterande sökning på gödsel baserad på diammoniumfosfat kunnat vara till nytta för att förstå effekterna av ammoniumbaserade brandretardenter i miljön. Men med tanke på att ammoniumfosfatföreningarna är kända för att vara övergödande är det rimligt att anta att en övergödande effekt kan uppkomma om höga koncentrationer når vattenmiljön. I Sverige är normalt fosfor den begränsande faktorn för övergödning i sötvatten medan kväve är den begränsande faktorn i haven.

De båda brandretardenter som finns på den europeiska marknaden är svagt sura. Inga särskilda studier angående brandretardenters påverkan på pH i vattenmiljöer fanns att tillgå. Men det är rimligt att anta att då många inlandsvatten i Sverige är svagt sura behöver användningen inte medföra några betydande pH-förändringar i vattenmiljöer så länge som inga större utsläpp sker av produkterna eller större utlakning av ingående ämnen sker. Vilken miljöeffekt som uppkommer beror på flera faktorer såsom hur stor utspädning som sker, vilket pH övrigt utlakat och avrunnet vatten (från branden) har, hur försurad recipienten är, om ammoniak bildas och vilken buffertförmåga vattnet i recipienten har.

8.7 Påverkan på hälsa

Baserat på den tillgängliga informationen från säkerhetsdatabladen för de produkter som finns tillgängliga på den europeiska marknaden för spridning med flygplan/helikopter (Fire-Trol 931 och Phos-Check LC95A), så utgör inte hanteringen av de aktuella produkterna någon akut risk för människa. Produkternas faroprofil utifrån ett hälsoperspektiv är låg, då det främst rör sig om risk för mild ögon- och hudirritation. En informationsbrist i de befintliga säkerhetsdatabladen är avsaknaden av resultat från långtidsstudier. Detta är en viktig parameter för att se om produkterna skulle kunna orsaka några hälsoeffekter på längre sikt efter upprepad exponering, som exempelvis cancer, reproduktionsstörningar, eller effekter på specifika organ.

En riskbedömning av påverkan på människors hälsa på grund av användningen av brandretardent har gjorts för Phos-Chek LC-95 (AR, AF, A-FX), Phos-Chek MVP-F och Phos-Chek 259-Fx. Analysen indikerade att de medför en försumbar risk för brandbekämpningspersonal och personer som skulle komma in i det område där brandretardenter appliceras. Försumbara risker förutspåddes dessutom för vuxna och barn om de rengör en yta som har behandlats med brandretardent eller om de utsätts för brandretardenter på grund av ett oavsiktligt exponeringsscenario.

Hälsoeffekter kan uppkomma om grönsaker som är belagda med brandretardenter konsumeras. Svamp- och bärplockare kan komma i kontakt med brandretardenter via hudexponering, om de rör sig i områden som har behandlats tidigare på säsongen. Men risken för hälsoeffekter i dessa fall bedömdes vara minimal. Under de många år som dessa kemikalier har använt i brandbekämpning har rapporter om negativa hälsoeffekter begränsats till hud- och ögonirritation och potentiella allergiska reaktioner. I studerad litteratur saknas karaktärisering av exponering via grundvatten och dokumenterade uppmätta grundvattenkoncentrationer.

Om brandretardenter hamnar i dricksvattnet så kan det påverka vattenkvalitén för dricksvattnet. Laboratorieförsök med Fire-Trol 931 visade att upp till 30 % av den totala kvävehalten urlakades till vattenmiljön, i första hand som nitratkväve. Studier av markkemi visar också att metaller kan lakas ur ut till grundvatten på grund av jordens ökade surhet i närvaro av ammoniumbaserade medel.

För kommunala vattentäkter finns gränsvärden för otjänligt vatten och för otjänligt med anmärkning. Gränsvärden som skulle kunna överskridas vid oavsiktligt utsläpp av brandretardenter i vattentäkten eller läckage och ytavrinning till vattentäkten är bland annat nitrat, nitrit, pH och ammonium. Normalt sett har vattenverk ingen reningsmetod för att behandla kväveföreningar. Förutom att höga halter av dessa ämnen, till exempel nitrit, kan orsaka hälsoeffekter kan exempelvis kväveföreningar också påverka driftsparametrar, såsom kloreringen. För enskilt vatten finns det bland annat riktvärden för nitrat, nitrit, pH och ammonium som anger när dricksvattnet inte längre är tjänligt.

Det finns inga uppgifter i den studerade litteraturen angående påverkan från aerosoler som uppstår när brandretardenterna sprids med flygplan. Även information kring risken för upptag av dessa ämnen via huden var otillgänglig för de flesta kemikalierna. Inte heller fanns data om potentialen för sekundärförgiftning på grund av biprodukter från bränder och brandretardanter tillgänglig.

8.8 Träffsäkerhet och vikt av restriktionsytor

Eftersom ammoniumfosfatföreningarna är väldigt vattenlösliga kommer större utsläpp av brandretardenter i vattenområden inte gå att sanera eller tas omhand på något rimligt och ekonomiskt försvarbart sätt, såsom det kan gå att göra med icke-vattenlösliga ämnen med lägre densitet än vatten, exempelvis oljeföroreningar.

USA och Kanada har gjort miljöbedömningar och kommit fram till att det krävs nationella riktlinjer och restriktionsytor för spridning av brandretardenter för att undvika negativa effekter på miljön. Detta bör gälla även i Sverige om brandretardenter ska användas. Rekommendationer och restriktionsytor bör tas fram tillsammans med berörda myndigheter och aktörer. Krav på riktlinjer för användning och spridning av brandretardenter bör gälla såväl för spridning från mark som från luften. Det bör även finnas riktlinjer för hur skopning av vatten ska gå till för att inte kontaminera vattenområdet varifrån vatten tas.

USDA Forest Service medger att felappliceringar förekommer. Det är då viktigt att ha i åtanke att vid spridning av brandretardenter från luft så sprids brandretardenten över stora ytor på kort tid jämfört med vid användning på land.

Träffsäkerheten från land måste rimligen antas vara betydligt större jämfört med när brandretardenter sprids från luften. I Kanada förespråkar man användande av helikopter före flygplan. Med användande av helikopter kan det vara enklare att rikta spridningen av brandretardenterna rätt jämfört med användande av flygplan. Helikoptrarna rymmer däremot mindre volymer.

8.9 Övergripande slutsatser

Analysen visade att litteraturens bredd i allmänhet var bra för en riskbedömning. Det identifierades dock några kunskapsluckor på följande områden, som sammanfattas kortfattat nedan:

- Miljöpåverkan eller riskdata (fält eller laboratorium) saknas för vissa trofiska nivåer, inklusive vattenlevande organismer, jord och andra organismer som lever i jord.
- Information är begränsad rörande var ämnena hamnar i miljön.
- Miljöpåverkan och riskdata saknas för vissa produkter och ingående ämnen.
- Vissa data om hur människors hälsa påverkas saknas.
- Medan de primära komponenterna i varje produkt identifierades, finns det ytterligare ingredienser i varje formulering som är företagshemligheter och inte behöver offentliggöras. Detta omöjliggör en riskbedömning för miljö och hälsa av dessa okända kemikalier.
- Hur toxiskt en specifik formulering är styrs inte alltid av enskilda ämnen, utan kombinationen av olika kemikalier. Kombinationer kan reagera och uppträda annorlunda jämfört med enskilda kemikalier. Hur dessa produkter beter sig i miljön är således en kunskapslucka inom denna kunskapssammanställning.

I många länder används brandretardenter för att det är brist på vatten och brandretardenterna kan bidra med att vinna mer tid till marktrupperna. I Sverige behöver det nödvändigtvis inte vara brist på vatten vid skogsbrandsinsatser. Inför upprättande av denna rapport saknades grundläggande information om det egentligen föreligger ett behov av att använda brandretardenter från luften i Sverige. Information kring vilka specifika förutsättningar som i sådana fall skulle gälla för att vissa ytor skulle behöva påföras brandretardenter saknades också. Sammanfattningsvis framgår det inte om man i Sverige kan få samma åtgärdsnivå genom att enbart använda vatten i flygplanen och helikoptrarna.

I Sverige finns miljökvalitetsnormer för vattenförekomster som grundar sig på EU:s ramdirektiv för vatten. God status ska uppnås. Ekologisk status mäts med biologiska, hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. I samband med denna riskbedömning av brandretardenter beaktades försämring av ekologisk status med avseende negativ förändring på populationsnivå av alger, ryggradslösa djur eller fiskarter. Det är svårt att dra slutsatsen från litteraturen om huruvida användningen av dessa produkter skulle leda till en förändring av vattenförekomsters ekologiska tillstånd. Ytterligare forskning skulle behövas med hjälp av organismer från tempererade klimat, företrädesvis Sverige, för att kunna extrapolera några av frågeställningarna från laboratorium till fält och testa olika klimat. Ytterligare en brist i informationsunderlaget är frånvaron av kvantitativa miljödata.

Trots att en del av den litteratur som granskats har rapporterat isolerade effekter som uppstått av brandretardenter och dess komponenter är det svårt att dra en samlad slutsats om vilken miljöpåverkan en brandbekämpningsinsats med användande av brandretardenter från luft kan medföra. Effekterna i miljön beror på platsspecifika förhållanden, livsmiljöns känslighet, spridningsmetod med mera.

Spridning av brandretardenter från luften kan medföra svårigheter att rikta spridningen. Det är särskilt viktigt att undvika spridning av brandretardenter i restriktionsytor såsom vattenområden och skyddsvärda habitat. I de fall många restriktionsområden infaller nära varandra kan det begränsa möjligheterna till att sprida brandretardenter med flygplan och helikopter utan att riskera att råka utföra en felapplicering.

9. Referenser

Litteratur

Barreiro, A., Martín, A., Carballas, T. and Díaz-Raviña, M. (2010). 'Response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals', Science of The Total Environment, 408(24), 6172-6178.

Barreiro, A., Martín, A., Carballas, T. and Díaz-Raviña, M. (2016). 'Long-term response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals', Biology and Fertility of Soils, 52(7), 963-975.

Bell, T. L. (2003). Effects of fire retardants on vegetation in eastern Australian heathlands – a preliminary investigation. Research Report No. 68, Victoria, Australia: Fire Management Department of Sustainability and Environment, Victoria.

Biogema (årtal okänt). Synthesis of the toxicity and ecotoxicity tests carried out on Fire-Trol 931 in 2005 by laboratory Phycher of Bordeaux.

Biogema (årtal okänt). Synthesis of the toxicity and ecotoxicity tests carried out on Fire-Trol 936 in 2006 by laboratory Phycher of Bordeaux.

Burdick, G.E. and M. Lipschuetz. (1950). Toxicity of ferro- and ferricyanide solutions to fish and determination of the cause of mortality. Transactions of the American Fisheries Society. 78:192.

Collett, N. G. (2007). 'Effect of fire retardant application on heathland surface-dwelling families of the Order Coleoptera (beetles) in Victoria, Australia', Forest Ecology and Management, 253, 21.

Couto-Vázquez, A., García-Marco, S. and González-Prieto, S. J. (2011). 'Long-term effects of fire and three firefighting chemicals on a soil–plant system', International Journal of Wildland Fire, 20(7), 856-865.

Couto-Vázquez, A. and González-Prieto, S. J. (2006). 'Short- and medium-term effects of three fire fighting chemicals on the properties of a burnt soil', Science of The Total Environment, 371(1), 353-361.

Crouch, R. L., Timmenga, H. J., Barber, T. R. and Fuchsman, P. C. (2006). 'Post- fire surface water quality: Comparison of fire retardant versus wildfire-related effects', Chemosphere, 62(6), 874-889.

Defra (2011). Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management.

EPA, U. (1998) 'Guidelines for Ecological Risk Assessment', 63(93), 26846-26924. Fernández-Fernández, M., Gómez-Rey, M. X. and González-Prieto, S. J. (2015).

'Effects of fire and three fire-fighting chemicals on main soil properties, plant nutrient content and vegetation growth and cover after 10years', Science of The Total Environment, 515-516, 92-100.

FPInnovation (2011). A study of Canadian aerial delivery system and fire chemical testing and approval process http://wildfire.fpinnovations.ca/7/StudyofAerialDeliveyandFireChemicalApp rovalandTestingStrategy.pdf

Garcia-Villaraco Velasco, A., Probanza, A., Gutierrez Mañero, F. J., Cruz Treviño, A., Moreno, J. M. and Lucas Garcia, J. A. (2009). 'Effect of fire and retardant on soil microbial activity and functional diversity in a Mediterranean pasture', Geoderma, 153(1), 186–193.

García-Marco, S. and González-Prieto, S. (2008). 'Short- and medium-term effects of fire and fire-fighting chemicals on soil micronutrient availability', Science of The Total Environment, 407(1), 297-303.

Giménez, A., Pastor, E., Zarate, L., Planas, E. and Arnaldos, J. (2004). Long-term forest fire retardants: A review of quality, effectiveness, application and environmental considerations.

Gould, J. S. (2000). Assessment of the effectiveness and environmental risk of the use of retardants to assist in wildfire control in Victoria, Melbourne: Fire Management, Dept. of Natural Resources & Environment, [Melbourne].

Hopmans, P. and Bickford, R. (2003). Effects of fire retardant on soils of heathland in Victoria, Research report No. 70, Victoria: Forest Science Centre, Heidelberg.

Klimisch, H. J., Andreae, M. and Tillmann, U. (1997). 'A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data', Regulatory Toxicology and Pharmacology, 25(1), 1–5.

Koufopoulou, S., Michalopoulos, C., Pappa, A. and Tzamtzis, N. (2015). Impact of a Long-Term Fire Retardant (Fire Trol 931) on the Physico-chemical Properties of Leachates from a Mediterranean Forest Soil: a Short-Term, Lab-Scale Study.

Koufopoulou, S., Michalopoulos, C., Tzamtzis, N. and Pappa, A. (2014). 'Impact of a Long-term Fire Retardant (Fire Trol 931) on the Leaching of Na, Al, Fe, Mn, Cu and Si from a Mediterranean Forest Soil: A Short-Term, Lab-Scale Study', Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 92(6), 708-713.

Labat Environmental, I. (2017). Human health risk assessment of wildland fire-fighting chemicals: long-term fire retardants. Report to US Forest Service.

Liodakis, S., Katsigiannis, G. and Lymperopoulou, T. (2007). Ash properties of Pinus halepensis needles treated with diammonium phosphate.

Liodakis, S. and Tsoukala, M. (2009). 'Ash Leaching of Forest Species Treated with Phosphate Fire Retardants', Water, Air, and Soil Pollution, 199(1), 171- 182.

Little, E.E. and R.D. Calfee. (2002a). Effects of fire-retardant chemical products to fathead minnows in experimental streams. Report to US Forest Service. June, 2002.

Little E. E. and R. D. Calfee (2002b). Environmental Implications of Fire-Retardant Chemicals. Report to US Forest Service, June, 2002.

Little, E. E. and Calfee, R. D. (2002c). Environmental Persistence and Toxicity of Fire-Retardant Chemicals, Fire-Trol GTS-R and Phos-Check D75-R to Fathead Minnows, USGS Columbia Environmental Research Center.

Michalopoulos, C., Koufopoulou, S., Tzamtzis, N. and Pappa, A. (2016). 'Impact of a long-term fire retardant (Fire Trol 931) on the leaching of Ca, Mg, and K from a Mediterranean forest loamy soil', Environmental Science and Pollution Research, 23(6), 5487-5494.

Pappa, A., Tzamtzis, N. and Koufopoulou, S. (2006). 'Effect of fire retardant application on phosphorus leaching from Mediterranean forest soil: short-term laboratory-scale study', International Journal of Wildland Fire, 15(3), 287-292.

Pappa, A. A., Tzamtzis, N. E. and Koufopoulou, S. E. (2008). 'Nitrogen leaching from a forest soil exposed to fire retardant with and without fire: a laboratory study', Annals of Forest Science, 65(2), 210–210.

Service, U. S. F. (2008). Decision Notice and Finding of No Significant Impact: Aerial Application of Fire Retardant, Washington, D.C.

Seymour, B. and Collett, N. G. (2009) 'Effects of fire retardant application on heathland surface-dwelling ant species (Order Hymenoptera; Family Formicidae) in Victoria, Australia ', Forest Ecology and Management, 257, 9.

Tzamtzis, N., Karma, S., Pappa, A. and Statheropoulos, M. (2006). 'On-line monitoring of pine needles combustion emissions in the presence of fire retardant using a "thermogravimetry (TG)-bridge/mass spectrometry method"', Analytica Chimica Acta, 573-574, 439-444.

USDA Forest Service (2011). Nationwide Aerial Application of Fire Retardant on National Forest System Land. Record of Decision.

Vyas, N. B., Spann, J. W. and Hill, E. F. (2009) 'Acute oral toxicities of wildland fire control chemicals to birds', Ecotoxicology and Environmental Safety, 72(3), 862-865.

Säkerhetsdatablad

Biogema (2019). Fire-Trol 931

Biogema (2019). Fire-Trol 934

Biogema (2019). Fire-Trol 936

Budenheim (2007). FR Cros 134

ICL Performance Products LP (2015). Phos-Check LC95A, L95A-MV ICL Performance Products LP (2015). Phos-Check D-75F, D75-R

ICL Performance Products LP (2015). Phos-Check 259-F, 259-R, 259W ICL Performance Products LP (2016). Phos-Check 259-Fx

Fire-Trol Canada Company (1997). Fire-Trol 931-R Fire-Trol Holdings L.L.C. (1999). Fire-Trol GTS-R Fire-Trol Holdings L.L.C. (1999). Fire-Trol LCG-R Perimeter Solutions (2015). Phos-Check LC95W Perimeter Solutions (2015). Phos-Check MVP-Fx

Webbsidor och tidningsartiklar

Accuweather (2018). Excessive use of fire retardant continues to prompt environmental concerns in California

https://www.accuweather.com/en/weather-news/excessive-use-of-fire-retardant- continues-to-prompt-concerns-among-ecologists-in-california/70005859

Alberta Wildfire (2012). Fire Retardants. https://wildfire.alberta.ca/operations/fire-retardants.aspx (hämtad 2019-03-05).

Biogema (2019). Fire retardants and fire fighting foams for Wildland Fire Management https://www.fs.fed.us/rm/fire/documents/qpl_ret_2017-Sept.pdf

CBC (2017) Red cloud: Environmental experts fear for fish as wildfires drive more fire retardant drops.

https://www.cbc.ca/news/canada/british-columbia/bc-wildfire-fire-retardant-fish- environment-1.4216249 (hämtad 2019-03-05).

Durange Herald (2018) Fire retardants used on wildfires evolves to ease environmental impact

https://durangoherald.com/articles/230373

Fox Network webb (2012). Debate over fire retardant toxicity rages in West https://www.foxnews.com/us/debate-over-fire-retardant-toxicity-rages-in-west

Government of Canada (2017). Fire Suppressant and Retardant Use in the 2003 Wildfires.

https://www.pc.gc.ca/en/nature/science/conservation/feu-fire/feuveg- fireveg/incendies-wildfire/maitrise-control/extinct-suppress (Hämtad: 2019-03-05)

News deeply (2017). Fire retardant use explodes as worries about water, wildlife grows

https://www.newsdeeply.com/water/articles/2017/11/27/fire-retardant-use-explodes-as-worries-about-water-wildlife-risk-grow (Hämtad 2019-03-05).

Science Borealis. (2018) It's raining red: Why use of chemical fire retardants is on the rise.

https://blog.scienceborealis.ca/its-raining-red-why-use-of-chemical-fire-retardants-is-on-the-rise/ (Hämtad 2019-03-05).

US Department of Agriculture Forest Service (USFS) (2007). Wildland Fire Chemical Products Toxicity and Environmental Concerns General Information. https://www.fs.fed.us/rm/fire/wfcs/documents/envinfo.pdf (Hämtad: 2019-03-05)

US Department of Agriculture Forest Service (USFS) (2018). Products Meeting the Canadian Specification for Long-Term Retardants https://www.fs.fed.us/rm/fire/documents/ret_can.pdf (Hämtad: 2019-03-05)

US Department of Agriculture Forest Service (USFS) (2017). Long-Term Retardant for Wildland Fire Management https://www.fs.fed.us/rm/fire/documents/qpl_ret_2017-Sept.pdf (Hämtad: 2019-03-05)

US Department of Agriculture Forest Service (USFS) Forest Service restriktionsytor för användning av fire retardants: https://usfs.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=53c2f30ed89f42 9b93f2e09dc3336ad0

Muntliga källor

Andersson Bo, MSB (2019-03-08)

Schneider Pierre, General manager Biogema, Aix-en-Provance (2019-02-26)
Matousek George, Technical Representative and Product Steward PHOS-CHEK, Perimeter Solutions (2019-03-25)

Lista över fire retardants som är tillåtna att använda i USA

US Forest Service | Washington Office | Fire & Aviation Management

September 5, 2017

Long-Term Retardant for Wildland Fire Management

Qualified by US Forest Service in Accordance with Forest Service Specification 5100-304c as Amended
These products are evaluated, qualified, and approved for use only at the specified mix ratio with the indicated application equipment.
Consult individual agencies for specific policies relating to long-term retardant use.

Chemical	Mix Ratio (Pounds concentrate per gallon water)	Qualified Applications[1]				
		Fixed-Wing		Helicopter		Ground Engine
		Multi Engine	SEATS	Fixed-Tank	Bucket	
Dry Concentrate - Gum-thickened; Permanent or Temporary Base						
Phos-Chek MVP-Fx	0.96 lb/gal	•	•	-	•	•
Phos-Chek MVP-F	0.95 lb/gal	•	•	-	•	•
Dry Concentrate - Gum-thickened; Temporary Base						
Phos-Chek 259-Fx	1.01 lb/gal	•	•	•	•	•
Wet Concentrate - Gum-thickened; Permanent or Temporary Base						
Phos-Chek LC-95A-R	5.5:1	•	•	-	•	•
Phos-Chek LC-95A-Fx	5.5:1	•	•	-	•	•
Phos-Chek LC-95A-F	5.5:1	•	•	-	•	•
Wet Concentrate - Gum-thickened; Temporary Base						
Phos-Chek LC-95-W	5.5:1	•	•	-	•	•

1 – Qualification Notes

• Fully Qualified – Product complies with all requirements of a formal specification.
o Conditional Approval – Product complies with all requirements in the specification for laboratory evaluation; a field evaluation is required for full qualification.
- Not qualified for this application.

Lista över fire retardants som är tillåtna att använda i Kanada

CIFFC

Canadian Interagency Forest Fire Centre

Fire & Aviation Management

April 2018

Products Meeting the Canadian Specification for Long-Term Retardants

(Meets Qualifying Performance Requirements for Long-Term Fire Retardants, US Forest Service 5100-304c, amended)

Chemical	Mix Ratio (Pounds concentrate per gallon water or gallons of water: gallons concentrate)	Qualified/Approved Applications[1]			
		Fixed-Wing	Fixed-Tank Helicopter	Helicopter Bank	Ground
LONG-TERM FIRE RETARDANTS (Qualified or Approved and commercially available)					
Dry Concentrate - Gum-thickened; Permanent or Temporary Base					
Phos-Chek MVP-Fx	0.96 lb/gal	•	-	•	•
Phos-Chek MVP-F	0.95 lb/gal	•	-	•	•
Dry Concentrate - Gum-thickened; Temporary Base					
Phos-Chek 259-Fx	1.01 lb/gal	•	•	•	•
Wet Concentrate - Gum-thickened; Permanent or Temporary Base					
Phos-Chek LC-95A-R	5.5:1	•	-	•	•
Phos-Chek LC-95A-Fx	5.5:1	•	-	•	•
Phos-Chek LC-95A-F	5.5:1	•	-	•	•
Wet Concentrate - Gum-thickened; Temporary Base					
Phos-Chek LC-95-W	5.5:1	•	-	•	•

1 – Qualification Notes

• Fully Qualified – Product complies with all requirements of a formal specification.
o Conditional Approval – Product complies with all requirements in the specification for laboratory evaluation; a field evaluation is required for full qualification.
- Not qualified for this application.

Tabell 4. Tillförlitlighets- och relevanspoäng som användes för att utvärdera litteraturdatabasen

Poäng	Tillförlitlighet	Relevans
1	**Hög** Data är fullständigt dokumenterade, ofta kvalitetssäkrade och granskade a. Publicerad litteratur är granskad med peer-reviewe (t.ex. vetenskaplig tidskrift) b. Laboratoriestudier är utförda enligt standardiserad eller internationellt accepterad metodik (t.ex. OECD, ISO) utan några avvikelser. c. Laboratoriestudien är utförd enligt bra praxis för laboratoriestudier. d. Modellerade data är producerade enligt branschstandard eller accepterad regulatorisk modell. e. Data eller kartor utgivna av myndighetsorgan, till exempel: - Nationell statistikbyrå (SCB) - Europakommissionen eller nationella regeringar (t.ex. rutinövervakningsdata). f. Analytiska data som genereras med ackrediterad testmetod eller laboratorium.	**Hög** a. Svenska terrestra ekosystem – grundinformation b. Brandretardenter som är tillåtna för användning i Sverige (Europa) i tempererade klimat – information om effekter och öde i miljön. c. Applicering från luft (flygplan)
2	**Mellan** a. Uppgifterna är väl dokumenterade men kan sakna granskning med peer-review b. Publicerad litteratur är inte granskad (t.ex. regleringsdokument eller branschledningsdokument) eller har mindre avvikelser/osäkerheter. c. Tillförlitlig kommersiell information till industri och företag - Säkerhetsdatablad - Miljökonsekvensbeskrivning eller riskbedömning d. Laboratoriestudier som inte är genomförda enligt bra praxis för laboratoriestudier.	**Mellan** a. Övriga terrestra ekosystem i Norden eller andra tempererade klimat. b. Övriga brandretardenter som är godkända för användning i andra regioner c. a) and b) I andra sammanhang, till exempel: - Arter utanför den nordiska regionen, men representativa för nordiska arter
3	**Låg** a. Låg kvalitet, opålitlig studie med tydliga osäkerhetsfaktorer. b. Opublicerad litteratur (t.ex. teknisk affisch, Power Point-presentation)	**Låg** a. Arter som inte finns i nordiska eller tempererade områden som inte är lämpliga att jämföras i svensk kontext. b. Brandretardenter som inte längre används. c. Relevans är mycket låg eller osäker, till exempel: - Uppfyller inte kriterier för hög eller mellan - Ej relevant / utanför området
4	**Osäker** a. Okänd källa eller andra problem. b. Låg tillförlitlig till författare (opublicerat) som t.ex. data insamlad med föråldrade metoder. c. Rapportering av data är otillräcklig t.ex. endast abstract finns tillgänglig, sekundärkällor eller publicerade värden i en handbok.	

Tabell 5. Översikt över publikationer om brandretardenter och deras miljöpåverkan, samt kunskapsluckor

	Produkter						
	Används idag				Används inte idag		
	Diammoniumfosfat	Phos-Chek 259	Phos-Chek LC- 95	Fire-Trol 931	FR Cros 134	Fire-Trol GTS-R and LCG-R	Phos-Chek D-75
Ekosystem (övergödning/ näringsberikning av mark)	Liodakis et al. 2007 Liodakis et al. 2009	Data gap	Data gap	Koufopoulou et al. 2014 Koufopoulou et al. 2015 Michalopoulo s et al. 2015	Data gap	Little and Calfee (2002 a och c)	Gould 2000; Hopmans and Bickford (2003); Little and Calfee (2002)
Akvatisk (Vattenkolumn/ Sediment)	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Blake et al 2012
Akvatisk Trofisk nivå 1 (bakterier)	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap
Sötvatten Trofisk nivå 2 (alger)	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap
Akvatisk Trofisk nivå 3 (invertebrater)	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap
Akvatisk Trofisk nivå 4 (fisk)	Data gap	Dietrich et al. (2013)	Dietrich et al. (2013)	Data gap	Data gap	Wells et al. 2004 Little et al. 2002a och b	Wells et al. 2004 Little et al. 2002a och b
Mark Trofisk nivå 1 (växter)	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	García- Marco and González- Prieto (2008); Couto- Vázquez et al. (2011); Fernández Fernández et al. (2015)	Data gap	Bell 2003
Mark Trofisk nivå 2 (bakterier)	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Barreiro et al. 2010; Barreiro et al. 2016	Data gap	Data gap
Mark Trofisk nivå 2 (marklevande organismer)	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Collet 2007; Seymour, Collette (2008)
Insekter	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap
Fåglar	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap	Vyas et al. 2009	Vyas et al. 2009
Däggdjur (inklusive människor)	Data gap	Labat Environmental, Inc. 2017	Labat Environmental, Inc. 2017	Data gap	Data gap	Data gap	Data gap

Tabell 6. Poängsättning av den studerade litteraturen

Källa	Tillförlitlighet	Relevans	Ämne/Nyckelord
Barriero et al. 2010	1f,a	2a, b	Mikrobiell aktivitet. långtidsfält-studie, fire retardant
Barriero et al. 2016	1f,a	2a, b	Marksamhällen, långtidsfält-experiment, näringsämnen i jord
Basanta et al. 2002	1	3	Inte nämnd i rapporten
Bell 2003 Report 68	2b	2b	Phos-Chek D75-R; effektivitet; påverkan på jord, vatten
Collett 2006	1a	3a, b	Australia, biomassa, Phos-chek D75
Couto-Vázquez & González-Prieto 2006	1f	2a, b	Näringsämnen i jord, långtidsfält-studie fältstudie, fire retardant
Couto-Vázquez et al. 2011	1a,b	2a, b	Mikronäringsämnen i jord, long-term fältexperiment, växttillväxt
Crouch et al. 2006	3a	2c	Ytvatten, Fire-Trol, korrosionsin-hibitor
Díaz-Raviña et al. 2006	1	3	Inte nämnd i rapporten
Dietrich et al. 2012	1a,b	1b	Phos-Chek 259F, LC-95A, toxicitet för fisk, lax
Fernández- Fernández et al. 2015	1a,b	2a, b	Mikronäringsämnen i jord, long-term fältexperiment, växttillväxt
García-Marco et al. 2008	1a,b	2a, b	Mikronäringsämnen i jord, långtids-fältstudie
Garcia-Villaraco Velasco 2009	1f,a	2a, b	Fire-Trol 934, mikrobiell aktivitet i jord, säsongsvariation
Gimenez et al. 2004	1a	2b	
Gould 2000 Report 50	2b	2b	Phos-Chek D75-R; effektivitet; påverkan på jord, vatten; hante-ringssystem.
Hopmans, Peter Bickford 2003 Report 70	2b	2b	Phos-Chek D75-R
Labat Environmental 2017	2b	2b	Phos-Chek LC-95 (A-R, A-F, W, A-Fx), Phos-Chek MVP (F and Fx) and Phos-Chek 259-F, Riskbedöm-ning för hälsa
Labat Environmental 2017	2b	2b	Phos-Chek LC-95 (A-R, A-F, W, A-Fx), Phos-Chek MVP (F and Fx) and Phos-Chek 259-F, Riskbedöm-ning för hälsa
Liodakis et al. 2007	2c	1b/2a	Diammoniumfosfat, kemiska rester från tall och diammoniumfosfat efter brand
Liodakis et al. 2009	1c	1b/2a	Diammoniumfosfat, lakning och ex-traktion av metaller från skogsaskor
Liodakis et al. 2010	2c	3	

Källa	Tillförlitlighet	Relevans	Ämne/Nyckelord
Little et al 2002a-c	2	2	Vittring, cyanid (korrosionsinhibitor), UV-ljus, lax, undvikanderespons, genomströmning, GTS-R, D75-R
Koufopoulou et al. 2014	2c	2a,c	Fire-Trol 931, lakning
Koufopoulou et al. 2015	2c	2a,c	Fire-Trol 931, lakning
Michalopoulos et al. 2015	2c	2a,c	Fire-Trol 931, lakning
Pappa et al. 2006	2c	2b	Grekland; grundvattenkvalitet; effekter efter brand; påverkan på vegetation. Fire-trol 931
Pappa et al. 2008	2c	2b	Grekland; grundvattenkvalitet; effekter efter brand; påverkan på vegetation. Fire-trol 931
Seymour and Collett 2009	2c	3 a, b	Australien, insekter, Phos-chek D75
Song et al. 2014	2	3	
Tzamtzis et al. 2006	1f,a	1b	Rök från skogsbrand, aromatiska föreningar, Fire-Trol 931, påverkan på människors hälsa
United States Forest Service	2a	2b	
Vyas et al. 2009	1	2a,b	Toxicitet för fåglar, Fire-Trol GTS-R, Fire-Trol LCG-R. Phos- Chek D-75F
Wells et al. 2004	2c	2b, c	Fire-Trol GTS-R and Phos-Chek D75-R, undvikandesrespons, genomströmning
Xanthopoulos et al. 2006	2c	2 b,c	Fire-Trol 936, påverkan på vegetation

Bilaga 2: Information om långtidsverkande retardenter som använts vid skogsbrand-bekämpning i EU

Information om långtidsverkande retardenter som använts vid skogsbrand-bekämpning i EU, hämtat från säkerhetsdatabladen.

Släckmedlens säkerhetsdatablad utgör inte någon fullständig innehållsdeklaration vilket indikeras av att de ingående komponenterna sällan adderas upp till 100%. Det finns ingen skyldighet att lämna information om produkten innehåller ämnen för vilka det endast finns misstankar om miljö- och hälsofarlighet. Blandningar som inte klassificeras som farliga men som innehåller mindre än 1 procent (0,2 procent för gaser) av ett hälso- eller miljöfarligt ämne behöver inte anges. Förekomst av sådana ämnen i produkter är ofta konfidentiell då tillverkarna betraktar de ingående komponenterna som en affärshemlighet.

Akuttoxicitet beskriver effekten av hela produkten på olika fiskarter. Tyvärr finns inte data som är direkt jämförbara. Informationen i säkerhetsdatabladen för Fire-Trol produkterna redovisas med den färdiga brukslösningen med runt 20 % inblandning.

Tabell 7. Tabellen visar information från säkerhetsdatablad från tre olika brandretardenter

Namn Koncentration	Fire-Trol 936 18 %	Fire-Trol 934 Ingen uppgift	Fire-Trol 931 20 %
Innehåll enligt säkerhetsdatablad	Ammoniumpolyfosfat Korrisionsinhibitor Färgämne	Ammoniumpolyfosfat Korrosionsinhibitor Wetting agent	Ammoniumpolyfosfat Lera Korrosionsinhibitor Färgämne
Akut-toxicitet för fisk **	Zebrafisk 24–96hr EC50 > 100 mg/l	Ingen information	Zebrafisk 24–96hr EC50 > 100 mg/l
Totalhalt cyanid*	140 mg/l	165 mg/l	5,2 mg/l

Säkerhetsdatablad erhölls från respektive leverantör (se referenslistan)

* Analys utförd av ALS Scandinavia

**Akuttoxicitet för fisk: Högre värde betyder lägre toxicitet. LC50 innebär den dödliga koncentration av vilken 50 % av populationen dör under en specifik tidsperiod. EC50 innebär den koncentration av vilken 50 % av population påverkas av en effekt under en specifik tidsperiod

Bilaga 3: Information om de huvudsakliga ingredienserna i brandretardenterna

Information om de huvudsakliga ingredienserna i brandretardenterna, hämtat från ECHA.

Informationen i tabellen anger namn, klassificering och ekotoxicitet av de ingående komponenterna, i ren form. Det måste noteras att i retardentprodukterna är ingredienserna betydligt utspädda. Klassificering är ett standardiserat mått på försiktighetsåtgärder som ska vidtas vid hantering av en 100% lösning av just den kemikalien.

Tabell 8. Tabellen visar information kopplat till ingredienser i brandretardenter och information kopplat till ämnet som finns i ECHA:s databas.

Namn (CAS nummer)	Klassificering	Ekotoxicitet
Diammoniumfosfat/ Ammoniumpolyfosfat (7783-28-0)	Ingen faroklassificering	Akuta tester: Fisk LC5096h 100 mg/L (praktiskt taget icke toxisk); invertebrater EC5048h 100 mg/l (praktiskt taget icke toxisk) Kroniska tester: ingen information

Information on klassificering, bioackumulering och toxicitet är hämtat från den europeiska kemikaliemyndigheten, ECHA:s, databas över registrerade ämnen

EC50 innebär den koncentration av vilken 50 % av population påverkas av en effekt under en specifik tidsperiod.

Myndigheten för
samhällsskydd
och beredskap

© Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB)
651 81 Karlstad Tel 0771-240 240 **www.msb.se**
Publ.nr MSB1758 – februari 2023 ISBN 978-91-7927-142-8