

Effekter av stickmyggbekämpning med Bti på akvatiska och terrestra ekosystem

En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys



Effekter av stickmyggbekämpning med Bti på akvatiska och terrestra ekosystem

En systematisk översikt och samhällsekonomisk analys

Denna rapport har tagits fram av Formas i samarbete med externa sakkunniga experter. Innehållet i den första delen bygger på följande sakkunniggranskade vetenskapliga artikel och dess bilagor:

Land M, Bundschuh M, Hopkins RJ, Poulin B, McKie BG: Effects of mosquito control using the microbial agent *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) on aquatic and terrestrial ecosystems? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 2023, 12(1):26. Artikeln och rapporten är fritt tillgängliga på <https://formas.se/analys-och-resultat/rapporter/2023-12-13-effekter-av-stickmyggbekampning-med-bti-pa-akvatiska-och-terrestra-ekosystem.html>.

Sakkunniga

Systematisk översikt, del 1:

Brendan McKie, Sveriges

lantbruksuniversitet

Mirco Bundschu, University of

Kaiserslautern-Landau

Richard Hopkins, University of Greenwich

Brigitte Poulin, Tour du Valat Research

Institute for the Conservation of

Mediterranean Wetlands

Formas

Magnus Land, projektledare

Ida Envall, biträdande projektledare

Charlotte Åberg, informationsspecialist

Matilda Svensson, informationsspecialist

Henrik Scharin, miljöekonom

Rapport: F2:2023

ISBN: 978-91-540-6201-0

Diarienummer: 2019-00145

Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande, Formas

www.formas.se

Stockholm, 6 december 2023

Förord

För att nå de svenska miljömålen och målen i Agenda 2030 behövs åtgärder och politiska beslut både i Sverige och i internationella sammanhang. Tiden börjar bli knapp och det är viktigt att åtgärderna är effektiva och samtidigt inte skapar nya problem. Beslutsfattare och verksamhetsutövare behöver därför robusta och tillförlitliga kunskapsunderlag.

Det kan vara svårt för beslutsfattare och andra som saknar expertkunskaper att få en överblick över vad vetenskapen säger i en viss fråga. Resultaten från olika studier är ibland motstridiga. Syftet med systematiska forskningssammanställningar är att klargöra det vetenskapliga kunskapsläget genom att sammanställa, tillförlitlighetsgranska och väga samman forskningsresultat på ett objektiva och transparent sätt.

Politiska beslut kan dock inte fattas med enbart forskningsresultat som grund. I komplexa frågor finns ofta olika intressen i samhället och målkonflikter att ta hänsyn till. I samband med att Formas tar fram systematiska forskningssammanställningar genomför vi också samhällsekonomiska analyser som pekar på utmaningar och möjligheter för förvaltningen på olika nivåer.

Rådet för evidensbaserad miljöanalys har beslutat att frågan om myggbekämpning skulle utredas, och har också fastställt slutsatserna i rapporten. Jag är glad och stolt över att vi på Formas kan bidra till ett miljö- och klimatarbete som bygger på en stark vetenskaplig grund. Jag vill rikta ett stort tack till rådet och den expertgrupp som bistått i arbetet med att identifiera, bedöma och sammanställa den vetenskapliga litteraturen på området.

Johan Kuylenstierna
Generaldirektör
Forskningsrådet Formas

Inledning

Många miljöfrågor är komplexa. Målkonflikter och intressen som står mot varandra gör det svårt att fatta politiska beslut och frågan om myggbekämpning utgör inget undantag. Människors välfärd kan upplevas stå mot naturhänsyn, och utveckling av samhällen stå mot bevarande av opåverkade ekosystem. I sådana lägen är det viktigt att vända sig till vetenskapen för att få vägledning.

Det kunskapsbehov som finns runt frågan om myggbekämpning har formulerats av bland annat Naturvårdverket. Med utgångspunkt i detta kunskapsbehov beslutade Rådet för evidensbaserad miljöanalys att Formas skulle sammanställa den forskning som finns om effekter på ekosystem vid stickmyggbekämpning med det biologiska bekämpningsmedlet Bti. En vetenskaplig expertgrupp har bistått Formas i arbetet med att granska och sammanställa alla tillgängliga empiriska studier om frågan.

Som tillägg till den naturvetenskapliga sammanställningen har Formas genomfört en samhällsekonomisk analys. Den samhällsekonomiska analysen belyser frågan ur ett helhetsperspektiv, med syftet att skapa en överblick över problemet ur en samhällsekonomisk och miljöpolitisk synvinkel.

Den naturvetenskapliga sammanställningen har genomgått en oberoende vetenskaplig granskning och Rådet för evidensbaserad miljöanalys har fastställt slutsatserna. I slutsatserna framkommer att det finns ganska säkra belägg för att uppkomsten och individrikedomen av fjädermyggor påverkas negativt av stickmyggbekämpningen. Det har dock inte gått att klarlägga om effekterna på fjädermyggor (och stickmyggor) generellt leder till vidare konsekvenser för andra icke-målorganismer, strukturer, funktioner eller processer i behandlade ekosystem. Vad som däremot framkommer av analyserna är att förekomst av och storlek på olika effekter verkar vara kontextberoende. Möjliga faktorer som spelar in diskuteras i rapporten, men några enskilda faktorer som tydligt avgör effekternas storlek och riktning har inte kunnat identifierats. Detta understryker vikten av att bekämpningsprogram åtföljs av genomtänkta övervakningsprogram som syftar till att upptäcka eventuella oönskade effekter i det enskilda fallet. Sådana övervakningsprogram kan bidra till att öka kunskapsbasen för beslut på säkrare grund längre fram. Vidare kan erfarenheterna från föreliggande analys vara till gagn för planeringen av fortsatt forskning i frågan.

I ett läge när forskningen ännu inte kan ge entydiga svar blir den samhällsekonomiska analysen extra viktig. Jag hoppas att den kan bidra till att öka förståelsen för problemets olika aspekter, och på så vis vara värdefull i den fortsatta diskussionen, till exempel gällande tillståndsprövning och processen för den.

Jag vill tacka Formas för det väl genomförda arbetet med sammanställningen. Jag vill också rikta ett särskilt tack till den externa sakkunniggruppen, och till de intressenter som bidragit med sin kunskap.

Lisa Sennerby Forsse
Ordförande
Rådet för evidensbaserad miljöanalys

Sammanfattning

Bakgrund och syfte

Bakterien *Bacillus thuringiensis israelensis*, Bti, tillreds kommersiellt i olika former för användning som bekämpningsmedel mot larver. Det används idag över hela världen och är speciellt inriktat på det akvatiska larvstadiet hos stickmyggor. I Sverige har Bti använts vid nedre Dalälven sedan 2002 för bekämpning av stickmyggor av arten vårsvämma (*Aedes (Ochlerotatus) sticticus*), som periodvis kan förekomma i extrema mängder och orsaka stora problem för både människor och djur.

Bekämpning av insekter, oavsett metod, innebär dock vissa störningar i ekosystemen där bekämpningen utförs och det finns en oro för att upprepade och långvariga Bti-behandlingar kan ha både direkta och indirekta negativa effekter på andra organismer än stickmyggorna och de ekosystem de lever i.

I den här rapporten redovisar vi en systematisk översikt (del 1) och en samhällsekonomisk analys (del 2). Syftet med den systematiska översikten är att reda ut vilka vetenskapliga belägg det finns för att stickmyggbekämpning med Bti medför negativa effekter på de ekosystem där bekämpning sker. Ambitionen har också varit att om möjligt identifiera olika faktorer som har betydelse för vilka effekter som uppstår och hur stora de blir. I den samhällsekonomiska analysen sätter vi stickmyggbekämpning i ett större sammanhang. Syftet är att den samhällsekonomiska analysen ska bidra till ett beslutsunderlag för myndigheter i frågor som rör tillåtelse av stickmyggbekämpning.

Metod

Litteratur söktes i sex bibliografiska databaser, två sökmotorer och på utvalda organisationers webbplatser. Genom sökningarna kunde vi identifiera över 9000 unika sökträffar. Samtliga granskades först på titel och sammanfattning, därefter granskades de som då bedömdes vara relevanta i sin helhet. Nitiofem artiklar, som tillsammans rapporterade 282 studier, bedömdes som relevanta och ingår i översikten. Dessa studier har granskats i ytterligare ett steg där resultatens vetenskapliga tillförlitlighet har bedömts. Dessa bedömningar har sedan legat till grund för en evidensgradering där vi anger hur säkra vi är på de slutsatser vi drar.

Bland de inkluderade studierna identifierade vi 119 olika responsvariabler, som delades in i nio utfallskategorier. De flesta studierna undersökte individriktedomen eller reproduktionsrelaterade utfallsmått hos andra arter än stickmyggor. Biologisk mångfald och sammansättning av organismsamhällen är också relativt frekvent undersökta utfallskategorier. För några av de undersökta utfallsmåtten kunde vi göra kvantitativa synteser där studieresultaten vägts samman genom metaanalys.

Resultaten från översikten har i sin tur använts som utgångspunkt för den samhällsekonomiska analysen. Analysen utgår från den konceptuella modellen DAPSIR som beskriver förvaltningssystemets koppling till aktörer som på olika sätt är involverade i myggbekämpning, deras incitament, de aktiviteter som genomförs, hur aktiviteterna påverkar miljötillståndet och hur detta i sin tur påverkar välfärden. I den samhällsekonomiska analysen har myggbekämpningens samhällsnyttor belysts och jämförts med dess kostnader.

Evidensgraderade slutsatser av den systematiska översikten

De evidensgraderade slutsatserna baseras på kvantitativa synteser genom metaanalys. För var och en av slutsatserna har en metaanalys visat en statistiskt signifikant effekt. Brister i underlaget för en metaanalys kan dock göra att resultatet blir snedvidet, eller att konfidensintervallens bredd blir underskattat. Evidensgradering betyder att vi ger uttryck för hur säkra eller osäkra vi är på slutsatserna som baseras på utförda metaanalyser. Fyra nivåer av säkerhet används. Innebörden av dessa beskrivs i Box 3, avsnitt 3.6.

1. Uppkomst¹ och individrikedom av fjädermyggor (Chironomidae) kan påverkas negativt av stickmyggbekämpning med Bti. Effekterna avtar med tiden efter behandling men kan kvarstå veckor till månader. Vi är *ganska säkra* på slutsatsen.
2. Individrikedom av kräftdjur (Crustacea) kan under en kort period (någon till några veckor) påverkas negativt av myggbekämpning med Bti. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
3. Artrikedom bland leddjur (Arthropoda) kan påverkas negativt av myggbekämpning med Bti. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
4. Koncentrationen av suspenderade partiklar i vatten kan minska vid myggbekämpning med Bti. Vi är *mycket osäkra* på slutsatsen.

Övriga slutsatser av den systematiska översikten

Utöver de evidensgraderade slutsatserna har vi också dragit följande slutsatser av den systematiska översikten:

- a) Vid många myggbekämpningsprogram upprepas Bti-behandlingarna flera gånger per säsong och återkommande under många år. De flesta experimentella studier som gjorts, såväl storskaliga som småskaliga, är dock begränsade till ett mer begränsat antal upprepade behandlingar och år. Det är därför osäkert hur giltiga resultaten från de experimentella studierna är för verkliga förhållanden på längre sikt. Baserat på befintligt underlag kan vi inte avgöra om långvariga bekämpningsprogram ger större effekter än mer kortvariga.
- b) När vi väger samman flera studier finner vi inte något tydligt dos-responsförhållande för något av utfallsmåtten. Däremot har enskilda artiklar som undersökt flera olika doser rapporterat större effekter vid högre doser där allt annat varit lika. Inte sällan har de högre doserna då varit flera gånger högre än den rekommenderade dosen.
- c) Analyserna indikerar att effekterna kan vara kontextberoende. Det låga antalet studier per utfallsmått gör det dock svårt att på statistisk väg identifiera och kvantifiera betydelsen av de faktorer som kan påverka vilka effekter som uppstår och hur stora de blir.
- d) De icke avsedda effekter som verkar kunna kvarstå under flera månader efter behandling är minskad individrikedom av fjädermyggor och ökad koncentration av Bti-sporer i miljön. Det är oklart om dessa effekter kan kvarstå och ackumuleras från ett år till ett annat.

¹ Med uppkomst menas här utveckling från larv till vuxen flygande mygga.

Resultatens betydelse för policy och förvaltning

Metaanalyserna av mängden (individrikedomen) av fjädermyggor och kräftdjur, som baseras på ett relativt litet antal studier men från flera olika länder och regioner, visar en sammanvägd negativ effekt av Bti-behandling. För kräftdjur är resultatet delvis baserat på studier som bedömts ha nedsatt tillförlitlighet på grund av olika typer av metodologiska problem. Om de studierna exkluderas är den sammanvägda effekten inte längre signifikant. För fjädermyggorna däremot baseras beläggen för en negativ effekt uteslutande på studier där tillförlitligheten har bedömts vara relativt hög. Den negativa effekten på fjädermyggor, som avspeglar deras nära släktskap med stickmyggor, har en potentiell ekologisk betydelse. Fjädermyggor finns i de flesta näringsvävar i sötvatten och förekommande arter uppvisar ofta en bred ekologisk diversitet. De tillhör typiskt också de mest produktiva taxonomiska grupperna. Fjädermyggor utgör ofta ett rikligt förekommande byte inte bara för akvatiska rovdjur, utan även för terrestra rovdjur när larverna har lämnat det akvatiska stadiet och utvecklats till flygande vuxna. Negativa effekter på fjädermyggor har därför stor potential att störa näringsvävar och därmed både akvatiska och terrestra organismer som är beroende av fjädermyggor som föda. Mer forskning behövs dock för att kvantifiera sådana möjliga indirekta konsekvenser av minskad individrikedom av fjädermyggor efter stickmyggbekämpning med Bti.

Generellt kan vi å ena sidan konstatera att det finns en stor mängd studier som belyser direkta och indirekta effekter på icke-målorganismer och ekosystem efter myggbekämpning med Bti. Många har utförts i fält under realistiska förhållanden och använt rekommenderade doser. Å andra sidan måste vi också konstatera att det är betydligt färre studier som har utförts på ett sätt som gör att vi bedömer riskerna för skevheter (bias) som små. Det undergräver vår förmåga att avgöra hur vanliga de uppmätta effekterna är. Negativa effekter som uppmäts i en viss typ av habitat eller region har ofta inte kunnat observeras i liknande studier som utförts i andra habitat eller regioner. I många fall kan sådana skillnader i resultat sannolikt förklaras av skillnader i studiemetodik, speciellt i fråga om grad av replikering och därmed statistisk teststyrka. I andra fall kan skillnaderna i resultat också indikera att förekomsten av och storleken på effekter av Bti-behandlingar på icke-målorganismer och andra ekosystemegenskaper är kontextberoende. Resultaten kan då variera med ekosystemens karaktär avseende till exempel artsammansättning eller mer tekniska aspekter som dosering eller tidpunkt på året. Baserat på nuvarande kunskap kan vi inte utvärdera om skillnaderna i resultat mellan olika studier är kontextberoende eller om de i huvudsak beror på skillnader i studiedesign och genomförande.

En utvärdering av vilka miljömässiga och ekologiska faktorer som påverkar risken för negativa effekter på olika organismer vid Bti-behandlingar är avgörande för att det ska vara möjligt att identifiera vilka ekosystem som är mest sårbara, och när stickmyggbekämpning bör undvikas. Till dess att kunskapsbasen utvecklats tillräckligt för att tillåta sådana sårbarhetsanalyser föreslår vi att negativa effekter inte på förhand ska uteslutas, samtidigt som de behöver vägas mot fördelarna med myggbekämpning, till exempel människors välbefinnande.

Mot bakgrund av osäkerheterna om vilka effekter som uppstår i ett enskilt ekosystem vid myggbekämpning med Bti behövs, efter att ett beslut om myggbekämpning har tagits, också resurser för att övervaka och utvärdera eventuella effekter. Övervakningen och utvärderingen bör i första hand koncentreras på målorganismerna och de mest sårbara icke-målorganismerna (till exempel fjädermyggor), samt hotade arter och andra känsliga arter som kan påverkas negativt av en förändrad förekomst av dessa arter. Men övervakningen och utvärderingen bör även inkludera mer

oväntade utfall och läggas upp på ett sådant sätt att en ökad kunskap om effekternas kontextberoende erhålls.

Slutligen visade vår syntes att flera studier har påvisat en betydande persistens av Bti i miljön. Det kan motivera användning av steriliserade former av Bti där det är möjligt. I annat fall kan övervakning av persistens och förökning av Bti ingå i myggbekämpningens tillhörande övervakningsprogram.

Resultatens betydelse för forskning

Kunskapsbasen för att bedöma direkta och indirekta effekter av stickmyggbekämpning med Bti på ekosystem är bred, och en mångfald av responsvariabler har undersökts. Den samlade katalogen av studier kan också beskrivas som disparat och karakteriseras av en stor variation i studiedesign, metodologisk skärpa och transparens i rapportering. I vår kritiska bedömning hade en oväntat stor andel av studierna en ”troligen stor” till ”stor” eller ”oklar” risk för någon form av skevhet (bias) i resultaten. Det betyder att inte bara bristande metodologi, utan även bristande rapportering av viktiga metodologiska detaljer är utbredd. Tyvärr är resultatet av dessa brister att det ofta är svårt att avgöra om variationen i uppmätta effekter kan hänföras till särskilda egenskaper i de undersökta ekosystemen eller om det beror på studiedesign, metodologi och genomförande av studierna. Att kunna skilja på dessa källor till variation är viktigt eftersom en bättre förståelse av de faktorer som ligger bakom variationen av effekter mellan olika platser skulle öka vår förmåga att formulera konkreta rekommendationer om var och när stickmyggbekämpning med Bti kan vara lämplig respektive bör undvikas. Med anledning av detta vill vi lyfta följande behov i forskningen:

Det behövs fler studier som fokuserar på att förstå de faktorer som ökar respektive begränsar risken för negativa effekter på ekosystem. Detta kräver en utökad analys och rapportering av både abiotiska miljöfaktorer (temperatur, vindförhållanden vid bekämpningstillfället, mark- och vattenkemi etc.) och biologiska faktorer (artsammansättning, vegetationstäckning etc.) som potentiellt kan påverka effekterna av Bti-behandlingar. Studier bör också på förhand identifiera de delar av ett ekosystem som mest sannolikt skulle påverkas indirekt av Bti-behandlingar, så att de kvantifierar de mest relevanta utfallsmåtten.

Framtida forskning bör sikta på att tillämpa ett mer standardiserat och välreplikerat² sätt att studera icke avsedda effekter av Bti-behandlingar, både i mesokosmstudier som simulerar förhållandena i temporärt översvämmade våtmarker och i större fältstudier, helst med en BACI³-design, kombinerat med en större skärpa i rapporteringen av metodologiska detaljer (till exempel dosering av Bti, statistisk design, samt inte minst möjliga förväxlingsfaktorer och hur de har adresserats).

I några regioner finns långtidsdata på både målorganismer och icke-målorganismer från övervakningsprogram som utförts i samband med myggbekämpning. Noggranna analyser av sådana data, utförda av oberoende forskare, kan troligen bidra till att inte bara bedöma lokala effekter av Bti-behandlingar utan också till att generera hypoteser för framtida forskning.

² Med välreplikerat menas här att studierna utförs med många identiska analysenheter (till exempel provytor) så att den statistiska teststyrkan ökar.

³ BACI står för Before-After Control-Impact, och innebär att mätningar utförs både före och efter Bti-behandlingen i både behandlingsytorna och i kontrollytorna.

Samhällsekonomiska analysen

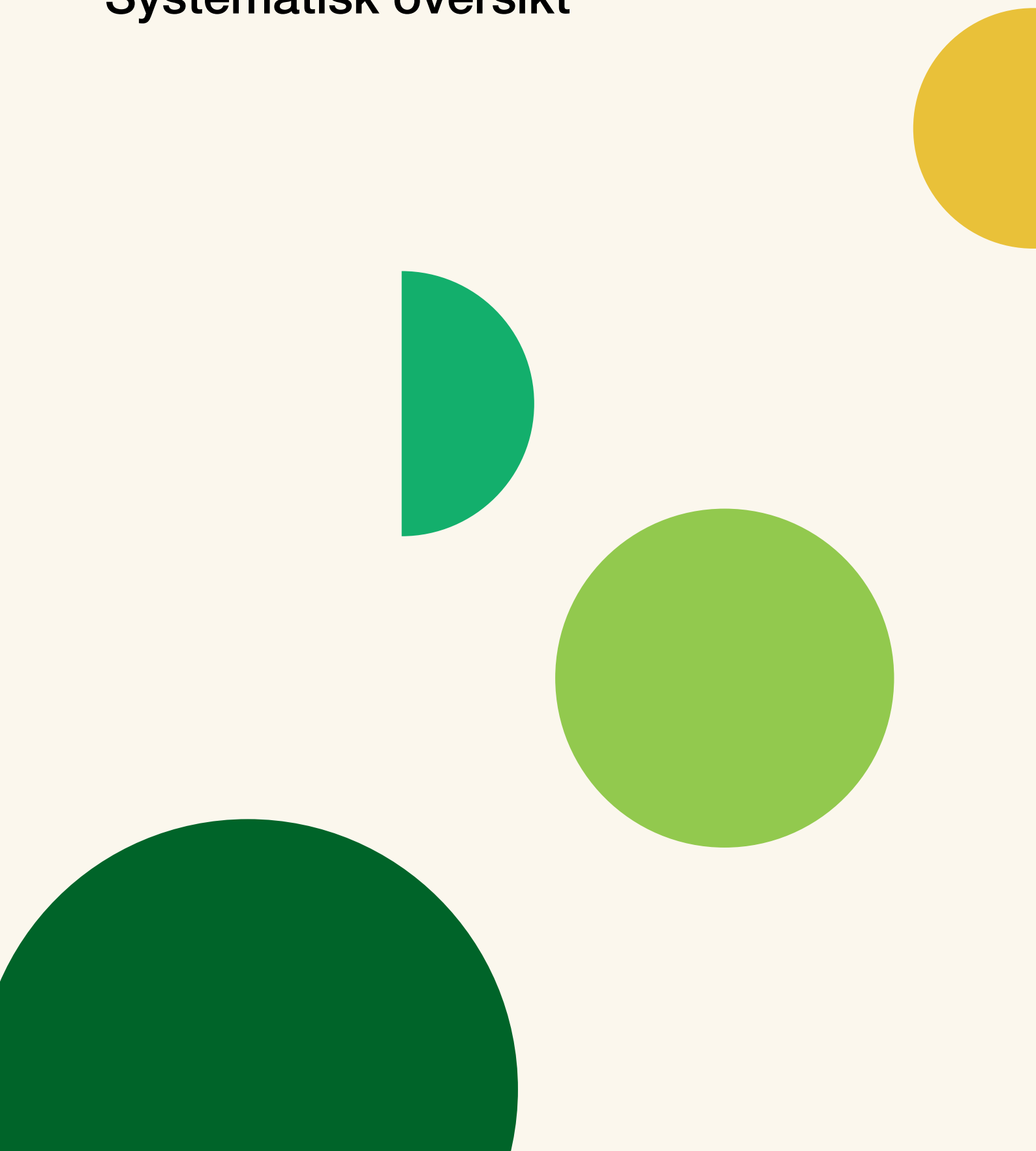
Det primära syftet med den samhällsekonomiska analysen är att den ska kunna fungera som underlag vid beslut om myggbekämpning med Bti. En kostnads-nyttoanalys har genomförts för att bedöma om nyttorna överskrider kostnaderna, och om åtgärden därmed är att betrakta som samhällsekonomiskt lönsam också med hänsyn tagen till eventuella negativa bieffekter av Bti.

Som utgångspunkt för analysen har, utöver slutsatserna i den systematiska översikten, andra tidigare forskningsresultat använts. Det handlar dels om forskningsresultat gällande upplevelser och uppoffringar hos de människor som berörs av myggorna, dels om monetära uppskattningar av nyttan av myggbekämpningen. Därtill har nya skattningar av de samhällsekonomiska kostnader som myggbekämpning med Bti ger upphov till gjorts inom ramen för denna analys.

Tidigare forskningsstudier visar att boende i området runt Nedre Dalälven i hög grad påverkas negativt av den rikliga myggförekomsten. Myggbekämpningens ekonomiska nytta överstiger vida dess kostnader för utförandet. Därmed skulle eventuella miljöskadekostnader av Bti behöva vara av betydande storlek för att bekämpningen skulle bli samhällsekonomiskt olönsam (dvs för att de totala kostnaderna skulle överstiga nyttorna). Den systematiska översiktens resultat visar att det finns visst stöd för att bekämpning med Bti påverkar också andra organismer än de stickmyggor som är målet för bekämpningen, framför allt fjädermyggor. Det går dock inte att fastställa att dessa effekter leder till några betydande miljöskadekostnader. Den sammantagna bedömningen, utifrån dagens kunskapsläge, är alltså att myggbekämpning med Bti är samhällsekonomiskt lönsam under antagandet att den påverkan Bti har på andra organismer inte leder till några betydande miljöskadekostnader för samhället. Eventuellt kan framtida övervakning och forskning generera ny kunskap som visar att miljöskadekostnaderna av Bti trots allt är betydande. Detta skulle i sin tur kunna innebära att myggbekämpning med Bti inte längre är att betrakta som samhällsekonomiskt lönsam.

Del 1

Systematisk översikt

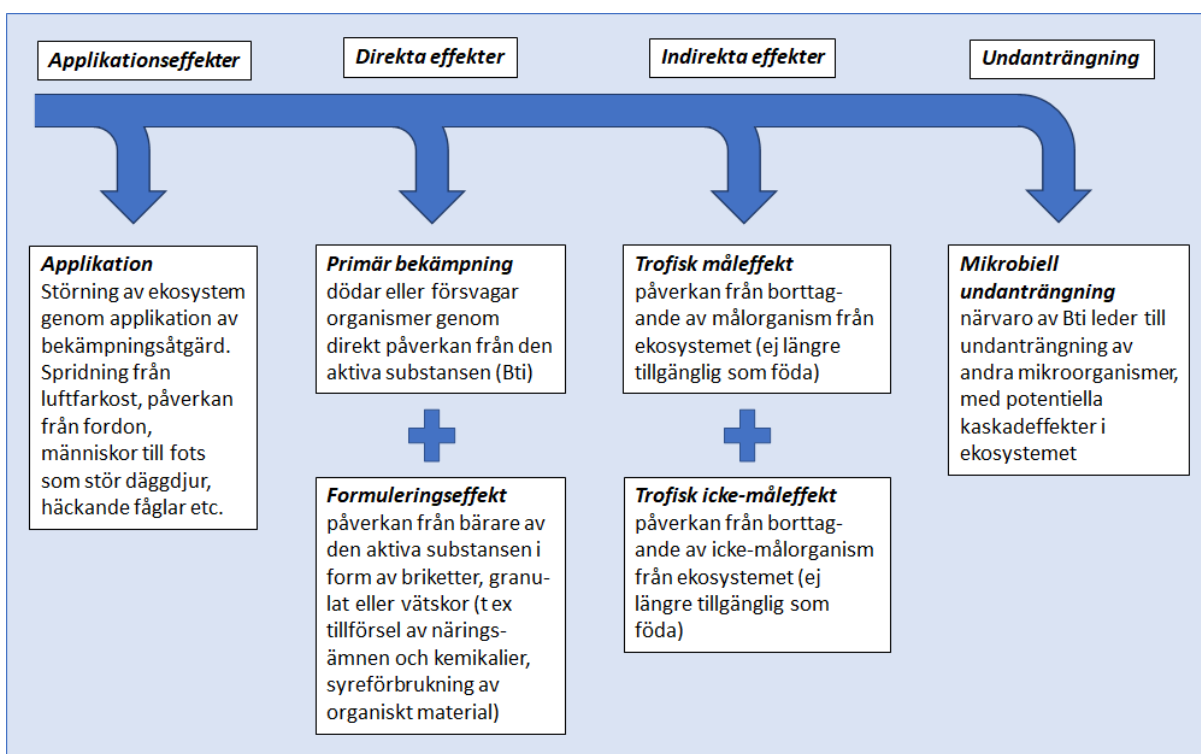


Innehållsförteckning

1 Bakgrund	12
2 Mål och syfte	15
3 Metoder	16
3.1 Litteratursökning	16
3.2 Urvalskriterier och process för relevansgranskning	18
3.3 Bedömning av enskilda studiers validitet	19
3.3.1 Intern validitet	20
3.3.2 Extern validitet	21
3.4 Dataextraktion	22
3.5 Datasyntes och redovisning	23
3.6 Evidensgradering och tolkning av resultat	24
3.7 Avsteg från genomförandeplanen	26
4 Resultat	27
4.1 Sällning av artiklar	27
4.2 Beskrivning av det vetenskapliga underlaget	28
4.3 Studieresultatens bedömda tillförlitlighet och externa validitet	30
4.4 Kvantitativ syntes	33
4.4.1 Livshistoria	33
4.4.2 Individrikiedom	35
4.4.3 Biologisk mångfald	37
4.4.4 Sammansättning i organismsamhällen	39
4.4.5 Artegenskaper	40
4.4.6 Näringsvävsstruktur	41
4.4.7 Ekosystemprocesser	41
4.4.8 Miljökvalitetsdata	41
4.4.9 Persistens	42
5 Slutsatser	43
5.1 Betydelse för policy och förvaltning	44
5.2 Betydelse för forskning och forskningsbehov	45
6 Tillhörande bilagor	47
7 Referenser	48

1 Bakgrund

Bakterien *Bacillus thuringiensis serovar israelensis* (Bti) upptäcktes i mitten av 1970-talet och tillreds numera kommersiellt i olika former för användning som biologiskt bekämpningsmedel i stora delar av världen. Bti producerar små kristallina aggregat som innehåller flera olika toxiner. Toxinerna kan frigöras i och skada magtrakten hos organismer med en alkalisk miljö i matsmältningsapparaten, vilket är typiskt för mygglarver [1]. Bekämpning av insekter, oavsett metod, innebär dock vissa störningar i ekosystemen där bekämpningen utförs. Störningarna sker på flera olika nivåer och kan vara negativa, neutrala eller positiva för enskilda arter. Den första nivån störningar sker på är vid själva proceduren för appliceringen av bekämpningsmedlet [2], se Figur 1. Bekämpningsåtgärder förekommer i många former och det finns olika tekniker för att sprida bekämpningsmedel, från manuell spridning till fots till mekaniserad spridning från fordon eller luftfarkoster. För några organismer, till exempel däggdjur eller häckande fåglar, kan blotta närvaron av människor eller bullrande fordon av olika slag ha en möjlig negativ påverkan [3], även om den är övergående och inte enkelt mätbar.



Figur 1. Konceptuell modell för ekosystemeffekter på olika nivåer vid insektsbekämpning. I Formas systematiska översikt var vi primärt intresserade av direkta effekter på icke-målorganismer och abiotiska parametrar, indirekta effekter, och undanträngning.

På nästa nivå finns de *direkta effekterna* av den aktiva substansen i bekämpningsmedlet som appliceras för att ta bort eller begränsa förekomsten av en viss målorganism. Utöver den direkta effekten på målorganismen kan den aktiva substansen även ha en direkt effekt på icke-målorganismer. Dödligheten för målorganismerna vid Bti-behandling kan ofta vara 90-100% samtidigt som effekter på andra organismer (icke-målorganismer) saknas eller är mycket små [4-6],

speciellt i jämförelse med alternativa kemiska bekämpningsmedel [7]. Icke-målorganismer som dock har visat en viss känslighet för Bti tillhör, precis som stickmyggor (Culicidae), oftast underordningen myggor (Nematocera). Särskilt fjädermyggor (Chironomidae) kan påverkas av Bti [8-10], även om dosen då ofta behöver vara betydligt högre än vad som rekommenderas för stickmyggbekämpning [11]. Icke desto mindre har direkta effekter av Bti på icke-målorganismer vid stickmyggbekämpning påvisats [12, 13], och även på ryggradsdjur i laboratoriestudier [14].

Ytterligare *direkta effekter* på ekosystem kan uppstå på grund av övriga ingredienser i bekämpningsmedlet, det vill säga de komponenter som bär den aktiva substansen. Olika Bti-baserade bekämpningsmedel innehåller olika material och komponenter. En del produkter består av granulat eller pellets (inklusive olja för att hålla ihop produkten) medan andra produkter består av en vätska, ofta med olika tillsatser för att effektivisera spridningen av Bti. Beroende på formuleringen (det vill säga produktkomponenternas sammansättning) kan bekämpningsprodukten ha direkta effekter på icke-målorganismer antingen genom toxisk verkan eller genom att näringsbalansen i ekosystemet modifieras [15].

På tredje nivån av störningar kan kraftiga minskningar i förekomsten av målorganismer eller icke-målorganismer utgöra eller orsaka störningar i näringsväven med effekter över olika trofiska nivåer. Även i situationer där Bti har en försumbar direkt påverkan på icke-målorganismer skulle bekämpningen då kunna leda till indirekta följd effekter på icke-målorganismer och andra ekosystemegenskaper, till exempel på biologisk mångfald och ekosystemfunktioner [16]. Förändringar i näringsväven kan ske i själva strukturen, till exempel antalet trofnivåer eller vilken typ av arter som ingår i olika trofnivåer, och hur den fungerar, till exempel med vilken hastighet näringen transformeras och biomassa produceras och konsumeras inom näringsväven [17]. Exempelvis kan en minskning av biomassan av vuxna myggor med 90–100% efter en Bti-behandling ta bort en viktig födokälla för terrestra organismer. Indikationer på att detta kan ske har mycket riktigt påvisats i en långtidsstudie där en minskning av antalet stickmyggor och fjädermyggor efter Bti-behandling av våtmarker ledde till en förändrad diet hos fåglarna i området, vilket i sin tur även ledde till en försämrad förmåga att föda upp ungar [18]. Å andra sidan kan en minskad mängd bitande eller stickande insekter också leda till att ryggradsdjur befrias från negativa effekter av blodförlust och parasiter som blodsugande insekter ofta sprider [19, 20].

På den fjärde nivån, slutligen, kan introduktion av en ny mikroorganism i ett ekosystem leda till att den etablerar sig där och tränger undan befintliga mikroorganismer. I fallet med Bti har det framförts som en möjlig fördel att myggbekämpningen på så sätt skulle kunna fortgå även när de aktiva bekämpningsinsatserna har avslutats. Effekterna av störningar i mikroorganismssamhällen på längre sikt behöver dock utvärderas [21].

I Sverige har Bti använts vid nedre Dalälven sedan 2002 för bekämpning av stickmyggor av arten vårsvämmygga (*Aedes (Ochlerotatus) sticticus* Meigen [6]), som periodvis kan förekomma i extrema mängder. Bti, i den kommersiellt tillgängliga granulära formen VectoBac G® (Valent BioScience, USA), har spridits de flesta åren sedan 2002 (www.mygg.se). Antalet behandlingar varierar mellan noll och fyra per år under maj-augusti, med en medeldos av 13-15 kg/ha och behandlade ytor från mindre än 100 ha till mer än 3500 ha [6]. Bekämpningsprogrammet har varit effektivt i att reducera mängden *Aedes sticticus*, inte bara med avseende på frekvensen av år med stora utbrott [6] utan möjligen också med avseende på en långsiktigt nedåtgående trend i hur stora myggförekomsterna är under år med utbrott (www.mygg.se). Få ansatser att bedöma indirekta ekologiska effekter vid nedre Dalälven har gjorts. Pågående övervakning av direkta effekter på icke-målorganismer vid

nedre Dalälven har visat svaga belägg för negativa utfall för fjädermyggor [22]. Individriekedomen av naturligt förekommande bakterier (*Bacillus cereus*) har inte sett ut att påverkas nämnvärt [21]. Däremot pekar en ökning av individriekedomen av Bti självt [21], samt en ökning av densiteten och den taxonomiska rikedomen av protozoer⁴ [23] på potentiella förändringar av mikrobiologiska egenskaper i Bti-behandlade våtmarker. Detta, tillsammans med förändringar i diversiteten av skalbaggar [24] och i nischbredden av markbundna näringsvävar⁵ [15] indikerar att upprepade och återkommande Bti-behandlingar har potential att förändra vissa näringsvävsegenskaper, även om det inte är klarlagt om sådana förändringar kan anses vara skadliga. Som nämndes ovan kan den påtagliga minskningen i individriekedom av själva mål-organismen (i detta fall vårsvämmygga) ha vidare konsekvenser (positiva eller negativa) för andra organismer, men dessa har inte undersökts vid nedre Dalälven. Härvidlag bör det dock påpekas att även om orsakerna till massförekomsterna de senaste decennierna inte är helt klarlagda kan de inte betraktas som helt naturliga, utan är troligen betingade av olika förändringar i miljön som människan har orsakat. En minskning av massförekomsterna skulle därför kunna ses som en återgång till en mer ursprunglig situation.

Naturvårdsverket har bedömt att riskerna för oavsiktliga och oönskade bieffekter av storskaliga och återkommande Bti-behandlingar på ekosystemen inte är klarlagda och finner därför inte någon laglig grund för att ge tillstånd för myggbekämpning med Bti i de Natura 2000-områden som finns vid nedre Dalälven. Naturvårdsverket har dock vid flera tillfällen skickat frågan om tillstånd vidare till regeringen som kan ta hänsyn till det stora behovet av myggbekämpning i delar av nedre Dalälvsområdet [25]. Naturvårdsverket har också uttryckt ett behov av en sammanställning och syntes av tillgänglig forskning på området för att få en klarare bild av riskerna. I arbetet med att avgränsa frågeställningen för denna systematiska översikt anordnade Formas tillsammans med Länsstyrelsen i Gävleborg ett intressentmöte där deltagare från bland annat Naturvårdsverket, länsstyrelser, kommuner, miljögrupper och myggbekämpningsorganisationer bidrog med kunskap och synpunkter. En sammanfattning av intressentmötet redovisas i Bilaga 1.

⁴ Samlingsnamn för diverse encelliga organismer som får sin näring från organiskt material, till skillnad från alger som växer genom fotosyntes.

⁵ Kvantifierat genom biomarkörer baserade på sammansättningen av kolisotoper och kväveisotoper hos spindlar.

2 Mål och syfte

Målet med den här systematiska översikten är att på ett överskådligt sätt utvärdera och syntetisera tillgängliga vetenskapliga belägg för effekter av myggbekämpning med Bti på akvatiska och terrestra ekosystem. Den primära frågeställningen för den systematiska översikten är ”*Vilka effekter har stickmyggbekämpning med det biologiska medlet *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) på akvatiska och terrestra ekosystem?*”. Frågans grundläggande element definieras av följande PECO (Population/object, Exposure, Control, Outcome):

Objekt: akvatiska och terrestra ekosystem

Exponering: Bti-behandling för bekämpning av stickmyggor

Jämförelse: akvatiska och terrestra ekosystem som inte har utsatts för Bti-behandling eller någon annan behandling för bekämpning av stickmyggor

Utfall: alla utfallsmått som kan relateras till struktur, funktion eller en process i ett ekosystem

Här är vi inte i första hand intresserade av de direkta effekterna av Bti-genererade toxiner på målorganismerna. Det betyder att studier som endast rapporterar individriktigheten eller andra egenskaper hos målorganismerna utan att rapportera data som belyser andra förändringar i ekosystemet inte bedöms vara relevanta för den här översikten. Vi är snarare intresserade av studier där man inte bara har uppnått och dokumenterat avsedda effekter på målorganismerna, utan också mätt och rapporterat oavsiktliga effekter på andra delar av ekosystemen. Sådana oavsiktliga effekter kan till exempel vara förändringar i näringsvävans struktur (biologisk mångfald, trofinivåer, sammansättning av funktionella grupper), resursbas (exempelvis relativ fördelning mellan olika växt- och partikeltyper), eller funktion (förändrade ekosystemprocesser inklusive sådana som ingår i biogeokemiska kretslopp).

Frågeelementen ovan utgör grunden för de urvalskriterier som använts för att avgöra om en viss studie ska ingå i översikten eller inte. Urvalskriterierna beskrivs mer detaljerat i avsnitt 3.2. Utöver den primära frågan har den här översikten också försökt besvara fyra relaterade underfrågor:

- a) Påverkas ekosystem mer av långvariga bekämpningsprogram med återkommande Bti-behandlingar år efter år jämfört med mer kortvariga bekämpningsprogram?
- b) Finns ett tydligt dos-responsförhållande?
- c) Påverkar olika landskapsförhållanden (växttyper, flödesförhållanden, artsammansättning etc.) vilken typ av effekter som uppstår och hur stora de blir?
- d) Är observerade effekter bestående eller övergående efter avslutad Bti-behandling?

3 Metoder

Vid genomförandet av den här systematiska översikten har vi följt internationellt etablerade riktlinjer framtagna av Collaboration for Environmental Evidence (<https://environmentalevidence.org/>). Vi har också med några få avsteg (se avsnitt 3.7) följt metodbeskrivningen som anges i en på förhand publicerad genomförandeplan (systematic review protocol) [26]. Nedan redovisas metoderna i korthet. För en mer detaljerad metodbeskrivning hänvisas till den externt granskade rapporten [REF] som denna svenskspråkiga version bygger på.

3.1 Litteratursökning

Sökningar efter litteratur i bibliografiska databaser gjordes i augusti 2019. De databaser som då användes visas i Tabell 1. Inga begränsningar gällande år, dokument/artikeltyp eller språk tillämpades. Vid sökningen användes en söksträng som anpassades efter respektive databas, men grundstrukturen var den som visas i box 1 nedan. Asterisken är ett så kallat wildcard och representerar noll eller fler valfria tecken.

Box 1. Söksträng för bibliografiska databaser.

(nematocera* OR midge* OR diptera* OR mosquito* OR vector* OR larv* OR "black fly" OR "black flies" OR biting OR chironom* OR culicid* OR simuliid* OR anopheles OR aedes OR ochlerotatus OR culex OR culiseta OR limatus OR uranotaenia OR psorophora OR mansonina OR armigeres OR trichoprospon OR coquillettidia OR tripteroides) AND (bti OR israelensis OR vectobac* OR Introban* OR biorational* OR biopesticid* OR biolarvicid*).

En uppdatering av sökningarna gjordes i augusti 2022. De databaser som då användes var Web of Science, Scopus, ProQuest Natural Science Collection och Academic Search Premier.

Tabell 1. Bibliografiska databaser som användes vid litteratursökning.

Databas/plattform	Sökfält	Förlag och URL
Web of Science ¹⁾	topic	Clarivate Analytics, https://clarivate.com/products/web-of-science/
Scopus	title, abstract and keywords	Elsevier, https://www.scopus.com/
ProQuest Natural Science Collection ²⁾	abstract	Proquest, https://www.proquest.com/
CAB Abstracts	abstract, title, original title, broad terms, heading words, identifiers, cabicodes	Ovid, http://www.ovid.com/site/catalog/databases/31.jsp
Academic search premier	abstract or author-supplied abstract	EBSCO, https://www.ebsco.com/products/research-databases/academic-search-premier
Directory of Open Access Journals ³⁾	all fields	Independent, https://doaj.org/

¹⁾ Inklusive Web of Science™ Core Collection, KCI-Korean Journal Database, MEDLINE, Russian Science Citation Index, och SciELO Citation Index

²⁾ Inklusive AGRICOLA, Agricultural Science database, Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA), Biological Science database, Biological Science index, Earth, atmosphere & Aquatic Science database, Environmental Science database, Environmental Science index, MEDLINE, Meteorological & Geostrophysical Abstracts, och TOXLINE

³⁾ Wildcards tillåts ej. Sökningen gjordes med följande Application Programming Interface (API): [https://doaj.org/api/v1/search/articles/\(nematocera OR midge OR diptera OR mosquito OR vector OR larv OR "black fly" OR "black flies" OR biting OR chironom OR culicidae OR simuliidae\) AND \(bti OR israelensis OR vectobac OR Introban OR biorational OR biopesticide OR biolarvicide\)](https://doaj.org/api/v1/search/articles/(nematocera OR midge OR diptera OR mosquito OR vector OR larv OR).

Litteratursökningar gjordes även med sökmotorena Google och Google Scholar (avancerat läge). Dessa sökmotorer kan inte hantera komplexa kombinationer av söktermer och därför användes flera förenklade söksträngar (se Box 2). Sökningarna i Google Scholar gjordes genom mjukvaran Publish or Perish [27] där de första 300 träffarna sparades och granskades. Sökresultaten i Google var begränsade till pdf-dokument och för varje söksträng granskades de första 100 träffarna. Söksträngarna översattes också till svenska, tyska och franska (även här var granskningen begränsad till de första 100 träffarna på varje söksträng och respektive språk).

Box 2. Söksträngar för Google Scholar och Google.

- Mosquito **AND** effect **AND** (Bti OR israelensis OR vectobac)
- "Black fly" **AND** effect **AND** (Bti OR israelensis OR vectobac)
- Thesis **AND** Bti **AND** mosquito **AND** (MSc OR PhD)

Sökningar gjordes dessutom direkt på relevanta webbplatser. Söksträngar anpassades till webbplatsens sökfunktion. Några exempel på webbplatser som genomfördes är European Mosquito Control Association (<http://www.emca-online.eu/>), Kommunale Aktionsgemeinschaft zur Bekämpfung der Schnakenplage e.V. (<https://www.kabsev.de/>), Naurvårdsverket (<https://www.naturvardsverket.se/>), Federal Agency for Nature Conservation (BfN)

(<https://www.bfn.de/en.html>), United States Environmental Protection Agency (<https://www.epa.gov/>) och Asian society for Vector Ecology and Mosquito control (<https://www.asiansvemc.org/>). En komplett lista på de genomsökta websidorna finns i Bilaga 2.

3.2 Urvalskriterier och process för relevansgranskning

För att en studie ska vara relevant för den här översikten måste Bti ha använts för att minska individrikedomen av målorganismerna, det vill säga stickmyggor. Det är visserligen tänkbart att effekterna av en förändrad stickmyggförekomst på ett ekosystem är desamma oavsett vad som orsakade förändringen. Det ska dock inte uteslutas att vissa indirekta effekter kan vara specifika för just Bti-behandlingar. Det har till exempel föreslagits att det majsbaserade granulatet som bär själva Bti-medlet i produkten VectoBac G® kan orsaka förändringar i kolkällan för vissa organismer, vilket potentiellt skulle kunna leda till ekosystemeffekter [15]. Vi har inte gjort några geografiska avgränsningar. Även om fokus ligger på tempererade och boreala nordiska system anser vi att lärdomar även från till exempel tropiska system kan informera beslutsfattande när det handlar om mer generella frågor såsom indirekta effekter. I övrigt har vi använt följande kriterier för urval av studier till den här systematiska översikten:

Godtagbara studieobjekt

Akvatiska och terrestra ekosystem

Godtagbara exponeringar (bekämpningsåtgärder)

1) Bti-behandling för bekämpning av stickmyggor. 2) Bti-behandling där syftet är att studera effekter av Bti-behandlingen. Alla former av Bti-produkter (granulära, flytande, steriliserade, icke-steriliserade etc.) och spridningsmetoder (markbaserade, luftfarkoster etc.) är godtagbara.

Godtagbara jämförelser

Referensekosystem som inte har utsatts för Bti-behandling eller någon annan åtgärd för att bekämpa stickmyggor.

Godtagbara utfall

Alla utfall relaterade till ekosystemprocesser eller ekosystemfunktioner, dock inte utfallsmått relaterade till effekter på målorganismerna, även om de är en del av ekosystemen. Den här breda definitionen av godtagbara utfall innebär att en mycket bred uppsättning utfallsmått, eller responsvariabler, har inkluderats. För att göra analyserna mer överskådliga har utfallsmåtten grupperats i nio olika utfallskategorier, se Tabell 2. Grupperingen är dock inte alltid självklar för alla utfallsmått. Exempelvis kan halten av klorofyll a i vatten betraktas både som ett miljökvalitetsmått och ett mått på förändrade ekosystemprocesser (primärproduktion). Vektorburna patogener är del av ett ekosystem, och studier som dokumenterar till exempel förändrad individrikedom av sådana kan vara godtagbara. Däremot är studier som undersökt förekomsten av människor som smittats av patogenerna utanför den här översiktens intresseområde och därför inte godtagbara.

Tabell 2. Indelning i kategorier av utfall som använts i den systematiska översikten, samt exempel på utfallsmått, eller responsvariabler, för respektive kategori.

Utfallskategori	Exempel på responsvariabler
Individrikedom	Antal individer, täthet av individer
Biologisk mångfald	Artrikedom, artjämnhet, diversitetsindex (ex. Shannon's index)
Sammansättning i organismsamhällen	Bray-Curtis distance, species turnover
Artegenskaper/födogrupper	Storlek, tillväxthastighet
Livshistoria	Uppkomst (av flygfärdiga insekter), kullstorlek, reproduktionsförmåga, antalet generationer per år, antal flygfärdiga fågelungar
Näringsvävsstruktur	Indikatorer på förändrade födokällor
Ekosystemprocesser	Nedbrytning av löv, växtproduktion
Miljö kvalitetsdata	Halt av näringsämnen, pH, suspenderade partiklar, syrehalt, halt av klorofyll a
Persistens i miljön ^{a)}	Antal sporer, halt av toxiner i miljön

^{a)} Inkluderar ej persistens av kvarvarande effekt på målorganismer.

Godtagbara studietyper

Fältstudier eller fältbaserade mesokosmstudier som använder organismsamhällen fångade i fält eller laboratoriestudier som kvantifierar ekologiska interaktioner mellan olika arter. Studiedesign kan vara före-efterstudier (BA), kontroll-interventionsstudier (CI), före-efter kontroll-interventionsstudier (BACI) eller randomiserade kontrollerade försök (RCT).

Godtagbara språk

Engelska, tyska, franska, svenska

Relevansgranskningen av sökträffarna utfördes i två steg; i första steget lästes titel och abstract (sammanfattning) för varje artikel och i andra steget lästes hela texten i de artiklar som i första steget bedömdes som relevanta och de artiklar där relevansen inte kunde bedömas. Till att börja med bedömdes i första steget samma delmängd (557 artiklar) av flera personer oberoende av varandra. Vi jämförde sedan resultaten och diskuterade de diskrepanser som fanns i bedömningarna och utifrån dessa diskussioner förtydligades urvalskriterierna. Därefter var det i huvudsak en person (ML) som relevansgranskade resterande artiklar. Även i steg två var det samma person som relevansgranskade huvuddelen av artiklarna. Om tveksamheter uppstod kring en viss artikel togs den upp till diskussion med flera personer i expertgruppen.

3.3 Bedömning av enskilda studiers validitet

Samtliga studier som har bedömts vara relevanta har också bedömts med avseende på studieresultatens interna validitet (tillförlitlighet) och studiernas externa validitet (se avsnitt 3.3.2). Syftet med detta har dels varit att vid en sammanvägning kunna ge väl utförda studier med mer tillförlitliga resultat större vikt än studier med mindre tillförlitliga resultat, dels att kunna bedöma tillförlitligheten och den externa validiteten i evidensbasen som helhet, och baserat på det kunna

säga något om hur säkra vi kan vara på de slutsatser vi drar. Det senare kallas evidensgradering (se avsnitt 3.6).

3.3.1 Intern validitet

Bedömningen av studieresultatens tillförlitlighet har baserats dels på risken för systematiska fel, även kallat skevhet (bias), dels på andra faktorer som inte nödvändigtvis orsakar skevhet, men som kan göra att studien blir mindre känslig eller selektiv för skillnader mellan behandlade och obehandlade områden. För de flesta utfallen som inkluderas i den här översikten är det en stor utmaning att många system, speciellt periodvis översvämmade våtmarker, är väldigt heterogena i både tid och rum. Det är därför viktigt att studierna är utformade så att de tar hänsyn till denna heterogenitet och att resultaten blir representativa för systemet som helhet. Några av de faktorer som har betydelse i detta sammanhang är studiens varaktighet, det studerade systemets storlek, rumslig och tidsmässig provtagningstäthet, nivå och metod för taxonomisk bestämning, och metod för att kvantifiera organismer och sporer i fält.

Vi har utgått från att de huvudsakliga källorna till skevhet är urvalsskevhet, behandlingsskevhet, och detektionsskevhet. Urvalsskevhet kan uppstå när fördelningen av behandling mellan olika områden inte är slumpmässig. Givet den stora heterogeniteten i många system krävs dock relativt många replikat för att alla olikheter mellan behandlade och obehandlade områden ska balanseras ut. Om antalet replikat är litet är det inte otänkbart att de behandlade områden av en ren slump i genomsnitt har till exempel en större andel öppen vattenyta jämfört med de obehandlade områdena. Risken för en sådan urvalsskevhet kan vara mindre om man i stället för två oberoende grupper (behandlade respektive obehandlade områden) matchar liknande områden i par och låter fördelningen av behandling ske slumpmässigt *inom* varje par.

Behandlingsskevhet kan uppstå om studieobjekten (avsiktligt eller oavsiktligt) utsätts för ytterligare behandlingar eller exponeringar utöver den man vill studera effekten av. Den extra behandlingen eller exponeringen blir då en förväxlingsfaktor och det kan vara svårt att urskilja vad eventuella effekter egentligen beror på. Behandlingsskevhet kan även uppstå om studieobjekten inte är tillräckligt isolerade från varandra och behandlingen i behandlade områden spiller över på de obehandlade områdena. Detektionsskevhet kan uppstå om behandlade objekt och kontrollobjekt inte studeras eller bedöms på samma sätt eller under samma villkor. Exempel på detta kan vara att man använder olika mätutrustning eller att utrustningen är olika effektiv på olika platser.

Risken för urvalsskevhet och behandlingsskevhet beror delvis på vilken studiedesign som används. Som en vägledning för bedömningen av risken för dessa skevheter har vi tagit fram bedömningsgrunderna i Tabell 3 och Tabell 4. Det ska dock understrykas att tabellerna endast är en vägledning och att det alltid kan finnas anledningar att göra avsteg. Dessutom anger vägledningen flera bedömningsalternativ vid vissa situationer och i slutändan är det ofrånkomligt att till viss del subjektiva bedömningar baserade på expertkunskaper behövs. Ett formulär som användes vid bedömningen av den interna validiteten finns i Bilaga 3.

Tabell 3. Vägledning för bedömning av risk för urvalsskevhet vid olika studiedesign.

Studiedesign	Behandlings- och referensområden	Slumpmässig fördelning av behandling	Risk för urvalsskevhet
BA	Behandlingsområde och referensområde är samma	N/A	Låg
CI	Två oberoende grupper med behandlingsområden resp. referensområden	Ja, mellan grupper	Troligen låg/ Måttlig
		Nej	Troligen hög/Hög
		Oklart	Oklart
	Matchade par med ett behandlingsområde och ett referensområde i varje par	Ja, inom par	Låg
		Nej	Måttlig/Troligen hög
		Oklart	Oklar
BACI	Oberoende grupper eller matchade par	Ja, Nej	Låg/Troligen låg

Tabell 4. Vägledning för risk för behandlingsskevhet vid olika studiedesign.

Studiedesign	Källa till behandlingsskevhet	Rapporterad eller förmodad	Risk för behandlingsskevhet
BA	Förväxlingsfaktor eller allmän tidsrelaterad trend	Ja	Troligen hög/Hög
		Nej	Troligen låg/Låg
		Oklart	Oklar
CI and BACI	Förväxlingsfaktor eller kontaminering mellan behandlingsområden och referensområden	Ja	Troligen hög/Hög
		Nej	Troligen låg/Låg
		Oklart	Oklar
	Allmän tidsrelaterad trend	Ja, Nej	Låg (N/A för CI)

3.3.2 Extern validitet

Utöver studieresultatens tillförlitlighet behöver även den externa validiteten bedömas, det vill säga hur giltiga resultaten är för just den kontext beslutsproblemet rör. Mycket av den externa validiteten bedöms redan i samband med relevansgranskningen, men när det gäller urvalskriteriet för exponeringen, det vill säga bekämpningsåtgärden, behövs ytterligare överväganden. Urvalskriteriet anger bara att Bti-behandlingen ska göras i syfte att bekämpa stickmyggor (eller att bedöma effekter av behandlingen), men för att det på ett meningsfullt sätt ska gå att undersöka bieffekter av sådana behandlingar måste det också vara dokumenterat att intensiteten på behandlingen varit på en sådan

nivå att den önskade effekten uppnåtts. Det kan diskuteras hur mycket förekomsten av stickmyggorna behöver minska för att de önskade effekterna ska anses vara uppnådda, men det har föreslagits att så mycket som 90-95% av mygglarverna behöver tas bort för att en betydande minskning av de upplevda myggproblemen ska uppnås [6]. En rent statistiskt signifikant minskning av stickmyggförekomsten behöver därför inte vara tillräcklig för att den önskade effekten ska anses vara uppnådd. Samtidigt är det svårt att på förhand definiera vad en tillräckligt effektiv bekämpningsåtgärd är med en generell siffra som ska gälla för alla miljöer, målorganismer och samhällsförutsättningar. Vi har därför valt en pragmatisk väg där vi inte utesluter någon studie på grundval av hur stor minskningen i förekomst av målorganismerna blev, utan i stället bara anger det för varje studie så att det framgår tydligt. Bedömningen av den externa validiteten har varit mer fokuserad på studietyp, typ av habitat och ekosystem, och vilken dosering som använts. Med dosering menar vi här dos (mängd/ha) per behandling. Den maximala doseringen har i Sverige satts till 15 kg Vectobac G[®]/ha per behandling, och den maximala behandlingsfrekvensen till 4 behandlingar/år [28]. Den aktiva ingrediensen i Vectobac G[®] är *Bacillus thuringiensis subsp. israelensis* serotype H-14, strain AM65-52, med en styrka av 200 International Toxic Units (ITU) per mg. Den högsta tillåtna dosen i Sverige är alltså $3 \cdot 10^9$ ITU/ha per behandling.

3.4 Dataextraktion

Data som extraherats från studierna har delats upp i resultatdata och metadata, det vill säga data som bär information om studierna. Många artiklar rapporterar flera olika Bti-behandlingar och studier. En Bti-behandling definieras här som en behandling med en viss Bti-produkt och en viss dosering. En studie definieras som en undersökning med en unik kombination av artikel-ID, studielokal, medium (till exempel vatten eller sediment), Bti-behandling, och utfallskategori. Detta betyder att en och samma studie kan ha undersökt flera olika responsvariabler och flera olika arter. Metadata från samtliga studier har förts in i ett Excelark där det finns en kolumn för varje studie. Formuläret som användes vid registrering av metadata finns i Bilaga 3.

Förutom bibliografiska data består extraherade metadata av sådana parametrar som vi bedömt vara nödvändiga för bedömningen av resultatens tillförlitlighet och externa validitet. Vi har också extraherat data för faktorer som kan antas påverka vilka effekter som uppstår och hur stora de blir, alltså sådana faktorer som kan orsaka en viss heterogenitet mellan studieresultaten. Till dessa hör de flesta av de parametrar som redan nämnts i det förra avsnittet, men exempelvis genomsnittligt vattendjup i översvämmade områden och antal år som bekämpningen pågått kan också tänkas påverka utfallet.

Resultatdata har extraherats och förts in i en separat Excelfil för varje artikel där ett separat datablad användes för varje enskild studie. På dessa blad har också effektstorlekar⁶ beräknats. Alla resultatdata och effektstorlekar har sedan sammanställts i ett och samma datablad. Många studier har gjort mätningar av effekter vid flera tidpunkter, det vill säga de har rapporterat en tidsserie. Vi har extraherat och fört in data från samtliga rapporterade tidpunkter. I de fall där data varit redovisade i grafiska diagram har vi använt WebPlotDigitizer (<https://apps.automeris.io/wpd/>) för att extrahera data.

⁶ Effektstorlekar är kvantitativa studieresultat uttryckta i en form som kan sammanvägas med studieresultat från andra studier i metaanalyser. En effektstorlek mäter effekten av en viss behandling genom att jämföra utfallet av behandlingen med utfallet av en kontrollbehandling.

3.5 Datasyntes och redovisning

Alla studier som inkluderats i översikten finns redovisade i tabeller. Det finns en separat tabell för varje utfallskategori. Tabellerna inkluderar bibliografisk information tillsammans med information om studiernas finansiering, bedömning av risker för skevhet, extern validitet, övriga metadata, samt information om huruvida studieresultaten har använts i en kvantitativ syntes. I de fall där studieresultaten inte har ingått i en kvantitativ syntes anges orsaken till detta.

Studieresultaten redovisas och diskuteras i avsnitt 4.4 där studierna är grupperade efter utfallskategori. Diskussionen fokuserar på antalet tillgängliga studier, studieresultatens tillförlitlighet, den externa validiteten, graden av samstämmighet i resultat mellan studierna, storlek och statistisk signifikans för observerade effekter, och slutligen sambandet mellan bekämpningsåtgärdens intensitet och utfallet (dos-responsförhållandet). Den sista aspekten kan dock ha sina komplikationer eftersom Bti (om den inte är steriliserad, vilket är ett krav i Tyskland) är en bakterie som har möjligheten att sporulera. Det innebär att det inte nödvändigtvis finns ett enkelt samband mellan applicerad dos och koncentration av Bti i naturen. Tillsammans utgör ovan nämnda aspekter grunden för en bedömning av hur starka beläggen är för bieffekter inom respektive utfallskategori eller responsvariabel.

Vi har genomfört kvantitativa synteser genom metaanalys där åtminstone fyra studier har studerat jämförbara responsvariabler och rapporterat data tillräckligt transparent för att det ska vara möjligt att inkludera dem. För responsvariabler som har mätts på en gemensam skala, som till exempel pH, har medelvärdeskillnaden (D) använts som effektstorlek. Medelvärdeskillnaden för två oberoende grupper beräknas som skillnaden mellan genomsnittsutfallet av behandlingen och genomsnittsutfallet av kontrollbehandlingen, det vill säga

$$D = \bar{X}_T - \bar{X}_C \quad (1)$$

där \bar{X}_T och \bar{X}_C är genomsnittsutfallet i behandlingsgruppen respektive kontrollgruppen. Variansen för medelvärdeskillnaden (V_D) har beräknats enligt

$$V_D = \frac{s_T^2}{n_T} + \frac{s_C^2}{n_C} \quad (2)$$

där n_T och n_C är antalet replikat och s_T och s_C är standardavvikelsen i behandlingsgruppen respektive kontrollgruppen. Ekvation 2 antar att standardavvikelsen på populationsnivå inte är densamma i de båda grupperna.

De flesta jämförbara utfall har dock mätts med olika utfallsmått (responsvariabler) i olika studier och resultaten av studierna befinner sig då inte på en gemensam skala. Exempelvis har utfallet individriktighet mätts med utfallsmåtten antal, antal/m², antal/fälla och biomassa/m² med mera. Sådana utfallsmått kan vara svåra att omvandla till ett gemensamt utfallsmått, och det går inte att blanda medelvärdeskillnader uttryckta i exempelvis antal och biomassa i samma metaanalys. I dessa fall har vi valt att använda den logaritmerade responskvoten (R) som effektstorlek. Genom att räkna med kvoter erhålls enhetslösa mått som går att väga samman i metaanalyser och det är sedan lätt att räkna om den sammanvägda kvoten till en procentuell skillnad. Den logaritmerade responskvoten R och dess varians V_R har beräknats enligt

$$R = \ln \frac{\bar{x}_T}{\bar{x}_C} \quad (3)$$

respektive

$$V_R = \frac{s_T^2}{n_T \bar{x}_T^2} + \frac{s_C^2}{n_C \bar{x}_C^2} \quad (4)$$

Många studier har mätt responsvariabeln vid flera tidpunkter efter en Bti-behandling, det vill säga de har rapporterat en tidsserie. För att kunna besvara de frågor som nämns i avsnitt 2 (Mål och syfte) behöver vi dels ta reda på hur stora de kortvariga effekterna kan bli, dels ta reda på hur länge mätbara effekter kvarstår, och hur stor den sammantagna effekten sett över hela studieperioden är. Vi har därför gjort separata metaanalyser för 1) den maximala observerade effekten i vardera riktningen för varje studie, 2) den observerade effekten vid den sista rapporterade tidpunkten i varje studie, och 3) den sammantagna effekten över hela studieperioden i varje studie. För metaanalyserna av den maximala effekten har vi bara använt studier som rapporterat flera (>1) diskreta tidpunkter. För meta-analyserna av effekten vid den sista rapporterade tidpunkten har vi bara använt studier som rapporterat flera (>1) tidpunkter (diskreta eller integrerade över en längre period), och för metaanalyserna av de sammantagna effekterna har vi använt studier med alla typer av tidsupplösning. I de fall där effekten har mätts och rapporterats vid flera tidpunkter, men där en sammantagen effekt sett över hela studieperioden inte har rapporterats, har vi beräknat den sammantagna effekten genom att betrakta tidpunkterna som (pseudo)replikater.

Det är inte ovanligt att en och samma artikel har undersökt flera behandlingar (oftast olika doseringar av Bti) och jämfört med samma kontrollgrupp utan Bti-behandling. Resultaten från sådana behandlingar är inte oberoende av varandra och ska därför inte ingå i samma metaanalys utan att någon slags korrigering görs. I stället för att göra sådana korrigeringar har vi valt att enbart inkludera den behandling som har störst extern validitet, det vill säga den dosering som ligger närmast den rekommenderade. Men vi har också utfört metaregressioner där doseringen har varit en modererande faktor (det vill säga den oberoende variabeln), och i de regressionerna har vi inkluderat resultat från samtliga doseringar även om de har samma kontrollgrupp. I några studier har samma responsvariabel undersökts för flera olika arter eller taxonomiska grupper. I sådana fall har vi för att undvika statistiskt beroende inkluderat endast en av arterna eller taxonomiska grupperna, och för att erhålla en konservativ skattning av negativa effekter har vi valt den art eller grupp som visade minst negativ effekt, om inget annat anges. För ytterligare detaljer om metaanalyserna hänvisas till den vetenskapliga artikel [29] som den här rapporten bygger på.

3.6 Evidensgradering och tolkning av resultat

Slutsatser som baseras på utförda metaanalyser formuleras i vår rapport som ett påstående om vilken effekt Bti-behandling har på det analyserade utfallsmåttet. Slutsatserna är också evidensgraderade vilket innebär att vår osäkerhet avseende påståendena redovisas. Vi använder oss av fyra nivåer: 1) vi är säkra, 2) vi är ganska säkra, 3) vi är osäkra, eller 4) vi är mycket osäkra. Innebörden av dessa nivåer beskrivs i Box 3.

Osäkerheten som uttrycks i slutsatserna ska inte förväxlas med statistisk osäkerhet, utan är ett uttryck för hur säkra vi är på att metaanalysens resultat inte är missvisande, dvs att resultatet är snedvridet eller att konfidensintervallet är under- eller överskattat. Den statistiska osäkerheten har dock betydelse för hur vi tolkar resultaten och vilka slutsatser vi kan dra. Lite förenklat kan man

säga att om några resultat skulle tala för en slutsats medan andra resultat skulle tala emot denna slutsats, så brister samstämmigheten vilket ökar den statistiska osäkerheten om vad som stämmer. En betydande heterogenitet bland studieresultaten kan indikera att effekterna är kontextberoende. Antalet studier kan påverka osäkerheten på så sätt att ett större antal studier kan ge oss ett säkrare underlag för att dra mer generella slutsatser medan ett fåtal studier kan begränsa oss till att dra slutsatser som gäller lokalt eller vid vissa förhållanden. Vilka förhållanden som är avgörande för att slutsatserna ska gälla går dock inte alltid att utvärdera när endast ett fåtal studier är gjorda. Med andra ord, fler studier brukar ge en mer representativ helhetsbild än få studier. Ett större antal studier kan också ge oss en större statistisk teststyrka, vilket i högre grad kan tillåta oss att statistiskt säkerställa även små sammantagna effekter.

Box 3. Evidensgraderingens fyra nivåer.

1. *Vi är säkra*: När vi säger oss vara *säkra* på en slutsats, betyder det att vi inte kunnat identifiera några metodologiska problem i de studier vars resultat slutsatsen baseras på, det vill säga risken för skevheter är liten. Vidare är resultatet (den sammanvägda effekten) i metaanalysen robust. Det innebär att det ingår många studier och att de är utförda av flera olika forskargrupper på flera olika platser, samt att det skulle krävas ett relativt stort antal tillkommande studier med motsäggande resultat för att den sammanvägda effekten inte längre skulle vara statistiskt signifikant.
2. *Vi är ganska säkra*: Att vara *ganska säker*, innebär att metodologiska problem identifierats, men att de inte bedöms underminera slutsatsen på ett avgörande sätt. Resultatet i metaanalysen kan vara något mindre robust än i den högre graderingen.
3. *Vi är osäkra*: Om vi säger att vi är osäkra beror det på att vi anser att de metodologiska problemen är allvarliga och att de sammanvägda resultaten därför kan vara missvisande. Alternativt kan det bero på att metaanalysens resultat inte bedöms vara robust.
4. *Vi är mycket osäkra*: Vid den lägsta graderingen, där vi säger att vi är *mycket osäkra*, har metaanalysen visserligen resulterat i en statistiskt signifikant effekt, men de ingående studiernas tillförlitlighet har i flera fall bedömts vara låg *samtidigt* som metaanalysens resultat inte bedöms vara robust.

För att undersöka betydelsen av tillförlitlighetsbedömningarna i inkluderade studier har känslighetsanalyser gjorts. Vid dessa känslighetsanalyser har de sammanvägda resultaten från metaanalyserna jämförts med de sammanvägda resultat som erhålls om endast de studier som har en låg till måttlig risk för skevhet inkluderas i metaanalyserna. Om de sammanvägda resultaten skiljer sig åt beroende på om studier med olika tillförlitlighetsbedömning inkluderas eller inte, kan det finnas skäl att tro att metodologiska problem kan påverka resultaten, och i så fall ökar osäkerheten i slutsatserna.

Metoden som används här för att evidensgradera slutsatserna har Formas tagit fram, men den bygger på erfarenheter som finns för att hantera osäkerheter i andra typer av forskningssammanställningar. Bland annat har vi hämtat inspiration och erfarenhet från Statens beredning för medicinsk och social utvärdering (SBU), FN:s klimatpanel (IPCC), och Plattformen för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (IPBES).

3.7 Avsteg från genomförandeplanen

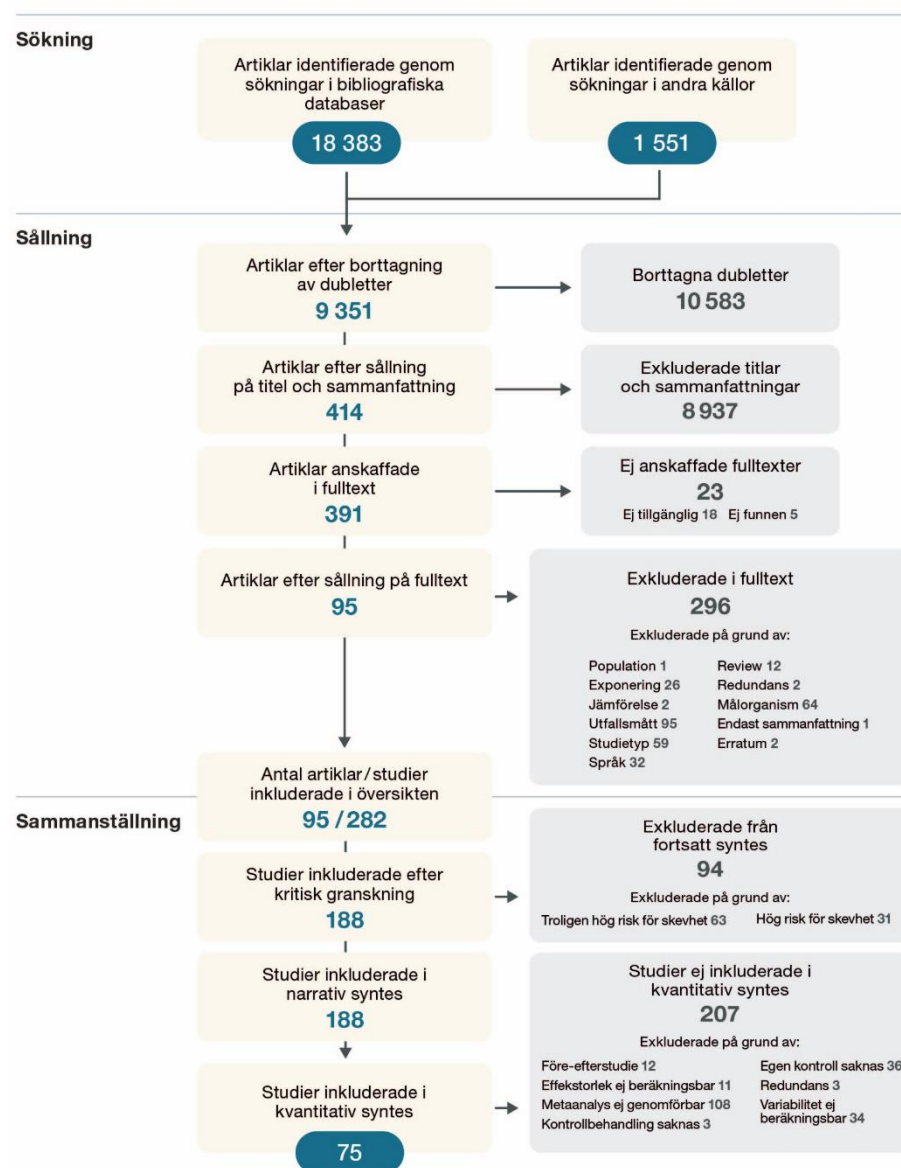
De viktigaste avstegen från metodbeskrivningen i den på förhand publicerade genomförandeplanen [26] är att Bti-behandling för bekämpning av andra myggarter än stickmyggor inte är en godtagbar exponering. Anledningen till detta är att andra målorganismer, som till exempel knott (*Simuliidae*), förökar sig i en annan miljö med snabbare vattenflöden [30] och bekämpning av dessa kräver ofta en betydligt högre dosering än vad som är fallet för bekämpning av stickmyggor [9]. Vi har också valt att inte inkludera studier som jämfört Bti-behandling med andra bekämpningsmetoder eller medel eftersom vi såg att det finns så få sådana studier. På grund av resursbegränsningar har vi inte heller inkluderat rapporter som publicerats på spanska. Vidare har vi inte beaktat artikelförfattarnas statistiska metoder vid bedömningen av studieresultatens tillförlitlighet eftersom vi har byggt våra metaanalyser på deras data snarare än deras beräkningar.

4 Resultat

4.1 Sällning av artiklar

Litteratursökningarna resulterade i 9351 unika och potentiellt relevanta artiklar. Efter den första sällningen på titel och sammanfattning kvarstod 414 artiklar, och efter sällning baserad på hela texten kvarstod 95 artiklar med 282 studier (se

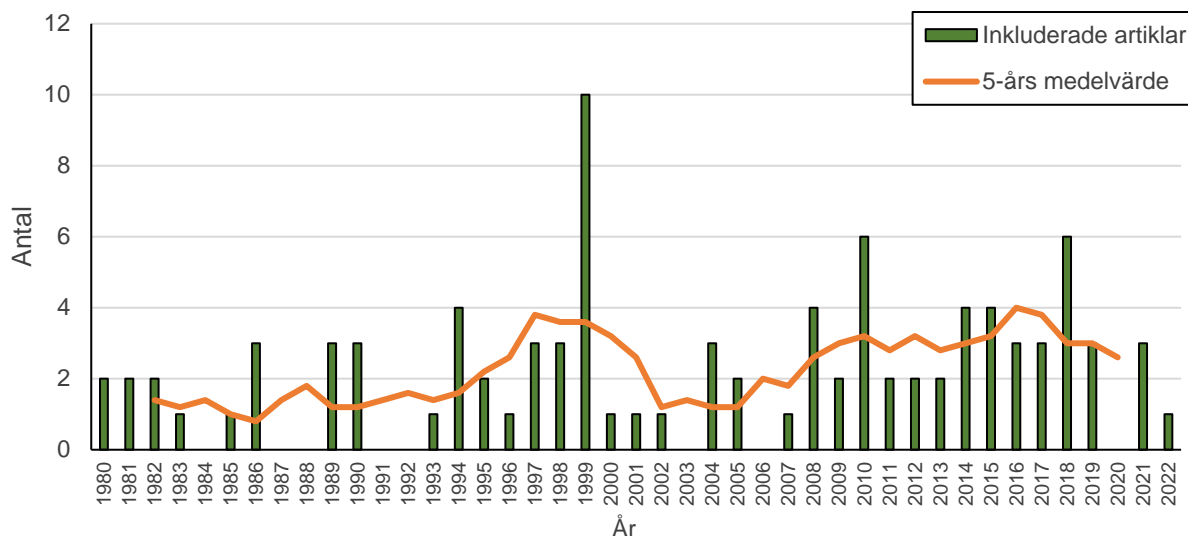
Figur 2). I Bilaga 4 finns referenser till de artiklar som inte kunde anskaffas och till de som exkluderades vid sällningen i steg 2, det vill säga baserat på hela texten. Där anges också orsaken till att de exkluderades. I Bilaga 4 finns också en komplett lista på de 95 artiklar som inkluderades i den här systematiska översikten.



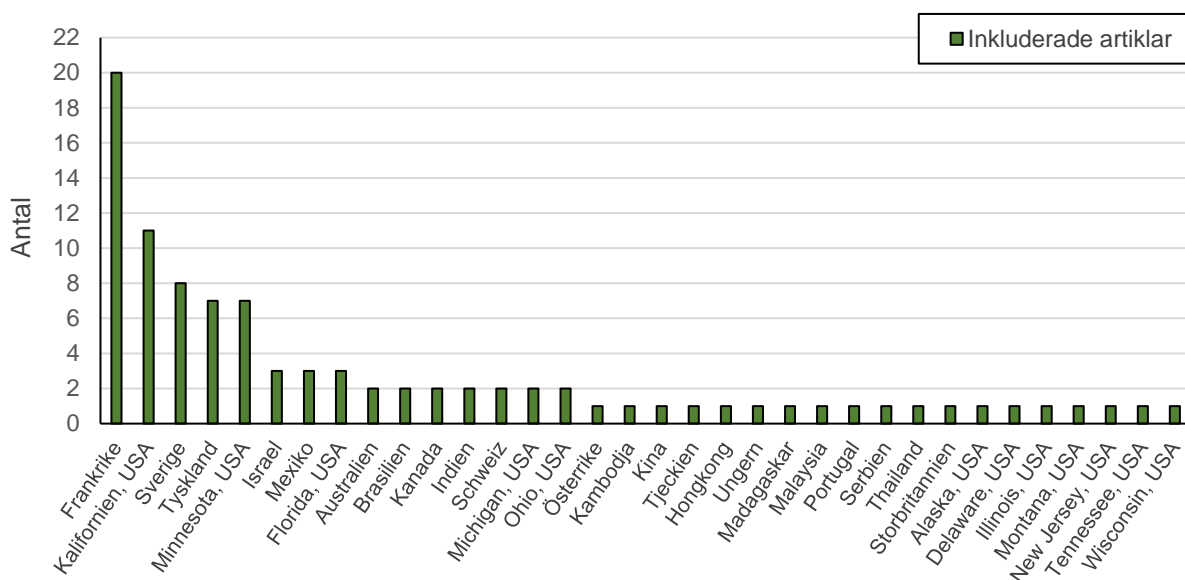
Figur 2. Flödesschema över sällning av litteratur. Några av de artiklar som exkluderades från den narrativa syntesen vid den kritiska granskningen inkluderades i den kvantitativa syntesen. Påverkan av dem på de sammanvägda effekterna undersöktes genom känslighetsanalyser.

4.2 Beskrivning av det vetenskapliga underlaget

De inkluderade artiklarna publicerades mellan 1980 och 2021. En svag topp i publiceringsfrekvens kan skönjas i slutet av 1990-talet och från ca 2005 har antalet publicerade artiklar som är relevanta för den här översikten börjat växa långsamt igen (se Figur 3). Fördelningen av inkluderade artiklar bland länder i vilka studierna har genomförts visas i Figur 4. De flesta artiklarna rapporterar om studier som gjorts i USA (32 artiklar) följt av Frankrike, Sverige och Tyskland. Totalt sett är studier från sammanlagt 20 olika länder inkluderade



Figur 3. Antal inkluderade artiklar som publicerats olika år.



Figur 4. Antal artiklar som rapporterat studier gjorda i olika länder, eller stater i USA. Flest artiklar har rapporterat studier från USA (32), följt av Frankrike, Sverige och Tyskland. Amerikanska stater redovisas var för sig för att den geografiska upplösningen ska bli jämförbar med den i Europa.

De inkluderade studierna har rapporterat en bred uppsättning av responsvariabler. Som nämnts tidigare har dessa delats in i nio olika utfallskategorier. I Tabell 5 visas hur många artiklar respektive studier som har undersökt varje utfallskategori. Tabellen anger också hur många responsvariabler som ryms i varje kategori. De enskilda responsvariablerna i respektive kategori framgår av Bilaga 5.

Tabell 5. Antalet artiklar och studier inom varje utfallskategori. Tabellen visar också hur många responsvariabler som rapporterats inom varje kategori.

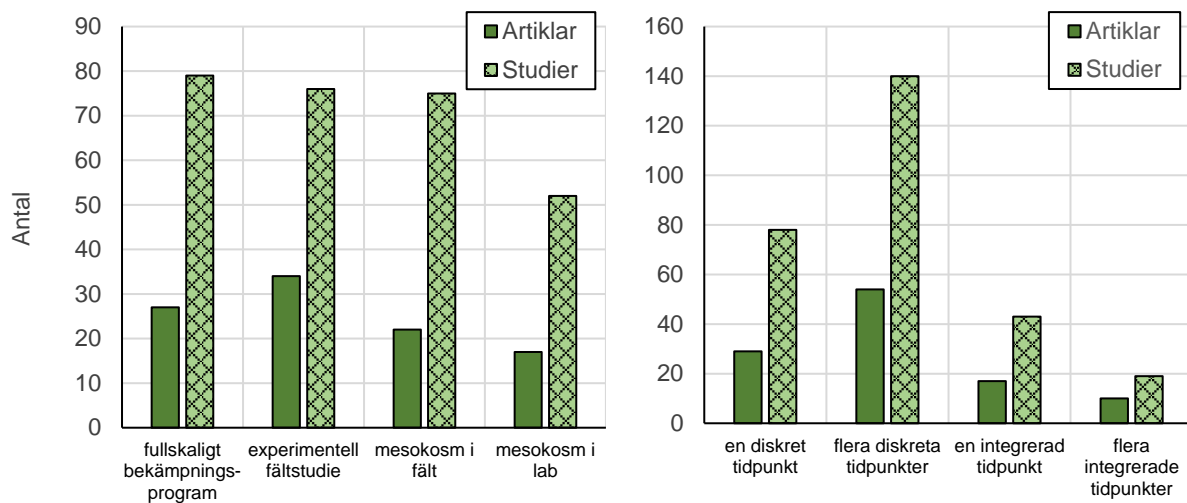
Utfallskategori	Artiklar	Studier	Responsvariabler
Livshistoria	18	33	13
Individrikiedom	48	88	9
Biologisk mångfald	19	27	22
Sammansättning i organismsamhällen	12	23	10
Artegenskaper/födogrupper	11	19	30
Näringsvävsstruktur	7	9	14
Ekosystemprocesser	1	1	1
Miljö kvalitetsdata	11	25	20
Persistens	12	20	14

Vi har identifierat fyra typer av studier: 1) observationsstudier i fält utförda vid fullskaliga myggbekämpningsprogram, 2) experimentella fältstudier i relativt stora områden, oftast >100 m², 3) mesokosmstudier⁷ i fält, och 4) mesokosmstudier i laboratorium. Fördelningen mellan dessa studietyper är ganska jämn men de flesta artiklarna har rapporterat om experimentella fältstudier, se Figur 5. Tiden som studierna har pågått varierar från några dagar till 22 år (se avsnitt 4.3). Resultaten som rapporterats kan grupperas i fyra olika tidsupplösningar: 1) en diskret tidpunkt, ofta mellan 1 och 7 dagar efter Bti-behandling, där resultatet speglar tillståndet vid ett enskilt provtagningstillfälle, 2) flera diskreta tidpunkter, det vill säga en tidsserie som ofta löper flera veckor till månader efter Bti-behandling, 3) en integrerad tidpunkt som beskriver den sammantagna effekten under en längre tidperiod, ofta en hel säsong eller ett år (det vill säga provtagningar har skett vid flera tillfällen men resultatet är redovisade i aggregerad form), och 4) flera integrerade tidpunkter.

Den stora variationen i hur länge studierna pågått och hur resultaten är rapporterade gör att studierna inte alltid är jämförbara även om de har undersökt samma utfall eller responsvariabel. Beroende på vilken fråga man vill besvara måste hänsyn till detta tas vid urval av studier som ska ingå i en metaanalys. Fördelningen av artiklar och studier med olika tidsupplösning i resultatrapporteringen visas i Figur 5. Vanligast är att resultaten redovisas som en serie med diskreta tidpunkter.

Metadata för samtliga inkluderade studier finns redovisade i tabeller i Bilaga 6. Studierna är organiserade så att det finns en tabell för varje utfallskategori.

⁷ En mesokosm kan liknas vid en miniatyrvärld, en liten väl avgränsad yta eller volym där organismsamhällen kan studeras under kontrollerade former. Storleken är ofta bara någon kvadratmeter eller ännu mindre.

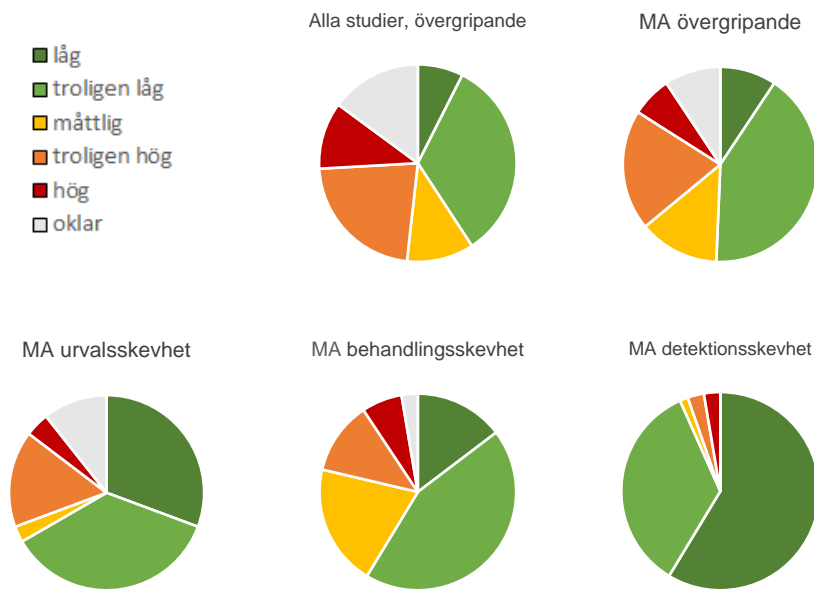


Figur 5. Antal inkluderade artiklar och studier med olika studietyper (vänster) och temporal upplösning (höger).

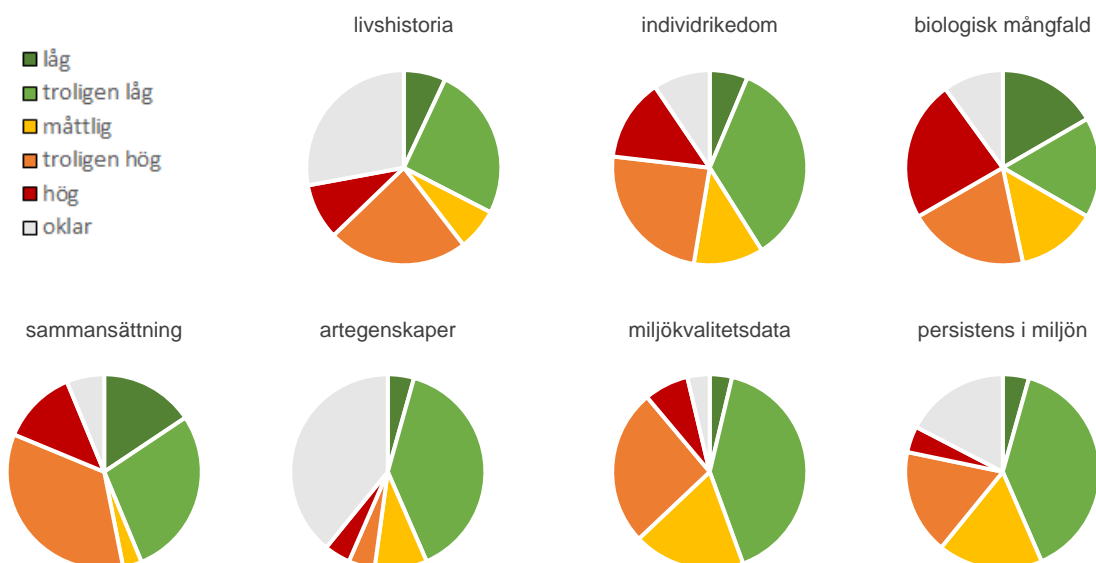
4.3 Studieresultatens bedömda tillförlitlighet och externa validitet

Risken för någon form av skevhet bedömdes vara låg till måttlig i 48 % av samtliga inkluderade studier, troligen hög eller hög i 24 % och oklar i 28 % av studierna (se Figur 6). Risken för någon form av skevhet är generellt lägre bland de studier som inkluderats i metaanalyser där risken bedömdes som låg till måttlig i 63 % av studierna, troligen hög eller hög i 18 %, och oklar i 19 %. Bland de olika typerna av skevheter är risken störst för urvalsskevheter och behandlingsskevheter. Den vanligaste underliggande orsaken till risk för behandlingsskevheter var en misstänkt eller redovisad inverkan från en eller flera förväxlingsfaktorer. Givet den stora temporala variationen av ekosystemegenskaper i tillfälligt översvämmade våtmarksområden har studier med en enkel före-efterdesign (BA) i sådana system inte inkluderats i några metaanalyser, eftersom risken för behandlingsskevheter där har bedömts vara för stor.

Risken för skevheter varierar även mellan de olika utfallskategorierna. Risken för någon form av skevhet är störst bland studier som undersökt biologisk mångfald och sammansättning av organismsamhällen där risken i båda kategorierna bedömdes som låg till måttlig i endast cirka 35 % av studierna, medan risken var lägre i studier av persistens och miljö kvalitetsdata där risken bedömdes som låg-måttlig i 67 respektive 58 % av studierna (se Figur 7). Det ska dock påpekas att för flera utfallskategorier är andelen studier där risken för skevheter är oklar relativt stor; över 40 % för livshistoria och sammansättning av organismsamhällen. Med en mer transparent rapportering skulle dessa skillnader eventuellt kunna ändras.



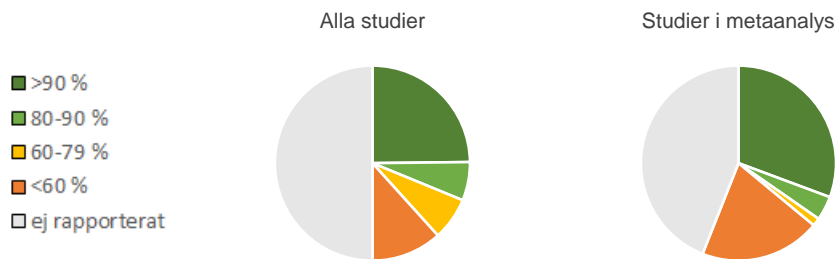
Figur 6. Bedömning av risken för någon form av skevhet bland samtliga inkluderade studier och bland studier inkluderade i metaanalyser (övre raden) och bedömning av risken för urvalsskevhet, behandlingskevhet, respektive detektionsskevhet bland studier inkluderade i metaanalyser (nedre raden).



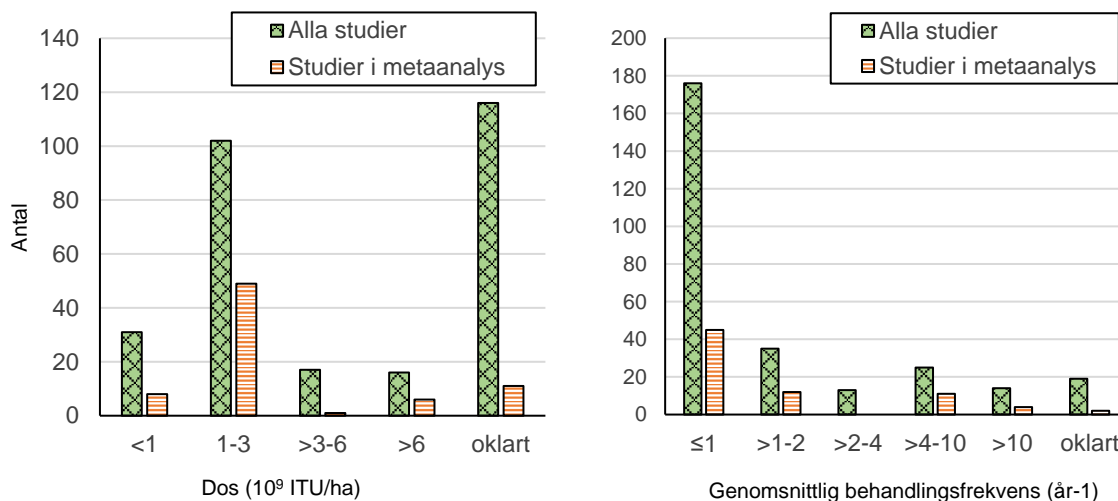
Figur 7. Bedömning av risk för någon form av skevhet bland alla inkluderade studier inom olika utfallskategorier.

Minskning i individriktedom av målorganismerna är som tidigare påpekats en viktig faktor för den externa validiteten av studierna, eftersom en utvärdering av oönskade bieffekter bara är meningsfull om bekämpningsåtgärden utförs med tillräcklig intensitet för att uppnå de önskade effekterna. Minskningen i individriktedom av målorganismerna är dock rapporterad i endast 50 % av samtliga inkluderade studier, och av dessa var minskningen i individriktedom över 90 % bara i hälften av studierna (se Figur 8). En annan faktor som påverkar den externa validiteten är doseringen av Bti. I

Sverige har den maximala dosen satts till motsvarande $3 \cdot 10^9$ ITU/ha. En majoritet av de inkluderade studierna såväl som de som är inkluderade i metaanalyser har använt en dos som är lägre än det (se Figur 9). De flesta studierna håller sig alltså inom ramarna för vad som är tillåtet i Sverige (samtidigt är doserna i regel inte dramatiskt lägre än den tillåtna). Även när det gäller antalet behandlingar per år håller sig de flesta studierna inom det tillåtna i Sverige där den maximala behandlingsfrekvensen har satts till 4 behandlingar per år. Det finns dock studier där Bti-behandlingar har gjorts fler än 10 gånger per år (se Figur 9).

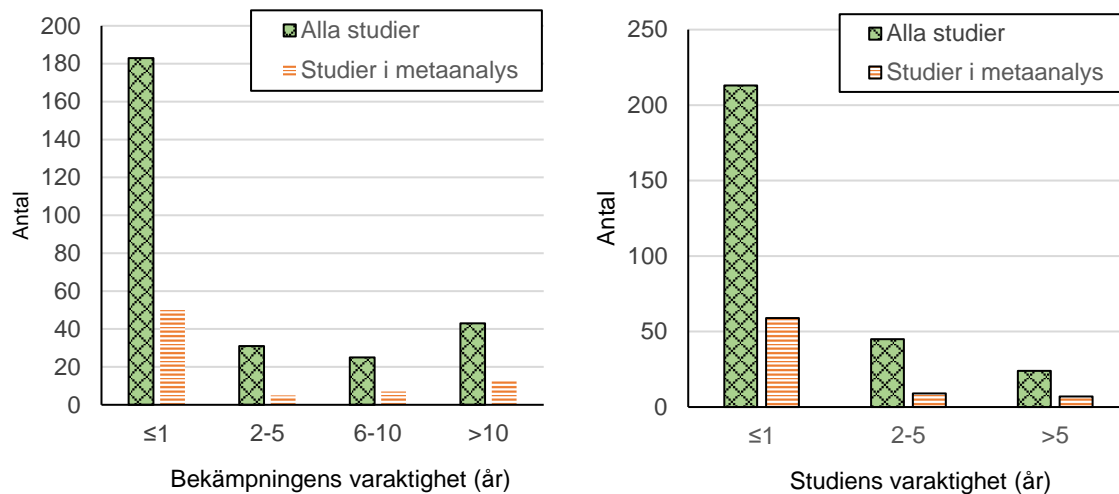


Figur 8. Minskning av målorganismernas individrikedom i samtliga inkluderade studier och i studier inkluderade i metaanalyser.



Figur 9. Antal studier med olika dos av Bti (till vänster) och behandlingsfrekvens (till höger). För studier där behandlingar har utförts fler än ett år har en genomsnittlig behandlingsfrekvens beräknats.

Eftersom fullskaliga bekämpningsprogram ofta pågår under många år inom ett och samma område är den externa validiteten även beroende av behandlingarnas varaktighet i studierna. Varaktigheten är dock relativt kort i de flesta studierna; ett år i ungefär två tredjedelar av studierna och 5 år eller mindre i 75% av studierna (se Figur 10). Dessutom är varaktigheten av uppföljande mätningar sällan längre än en säsong, även om mätningarna under den säsongen ofta har pågått under relativt lång tid (>30 dagar). De tillgängliga studierna ger därför lite information om långvariga bekämpningsprogram och hur olika effekter möjligen ackumuleras över tid.



Figur 10. Varaktigheten av studerade myggbekämpningar (till vänster) och uppföljande studier (till höger).

4.4 Kvantitativ syntes

För varje utfallskategori har relativt få studier undersökt jämförbara responsvariabler och dessutom rapporterat data på ett sådant sätt att resultaten kan användas i kvantitativa synteser genom metaanalys. Här redovisar vi resultaten av de metaanalyser vi har bedömt vara möjliga och meningsfulla att göra. För att komplettera metaanalyserna och undersöka om ytterligare evidens stöder eller motsäger analyserna summerar vi också resultaten i de studier som av olika anledningar inte kunde användas i metaanalyserna. Eftersom dessa studier inte kan viktas eller ingå i känslighetsanalyser uppmärksammar vi dock i detta sammanhang inte de studier där risken för skevheter bedömdes som hög eller troligen hög.

På grund av att antalet studier som ingår i metaanalyserna i regel är relativt litet är det svårt att undersöka interaktioner mellan olika modererande faktorer som kan påverka vilka effekter som uppstår och hur stora de blir. Där så är möjligt har vi dock försökt att göra undergruppsanalyser och känslighetsanalyser. I Bilaga 7 redovisas information om några av de mer betydelsefulla faktorerna (till exempel bedömning av risk för skevheter, studiedesign, studietyp, studiens varaktighet) för de studier som ingått i någon metaanalys. Detta gör det någorlunda enkelt att få en överblick över studieresultatens tillförlitlighet och studiernas externa validitet. I Bilaga 7 redovisas också metaanalyserna i form av skogsdiagram och tabellerade resultat.

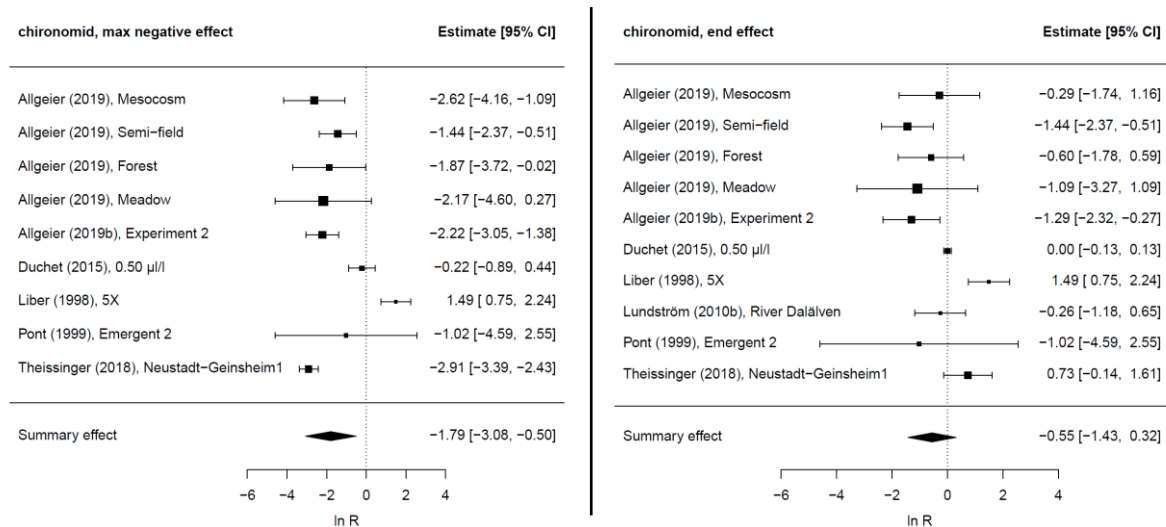
4.4.1 Livshistoria

I denna utfallskategori ingår utfall relaterade till reproduktion och överlevnad, och hit har vi hänfört elva olika responsvariabler. De flesta studierna undersökte uppkomst (av flygfärdiga insekter) och mortalitet av olika taxa. Metaanalyser gjordes enbart för uppkomst av fjädermyggor (Chironomidae). För andra responsvariabler fanns inte tillräcklig mycket data.

Den sammanvägda maximalt negativa effekten i studierna, liksom den sammanvägda totala effekten över hela studieperioderna, var statistiskt signifikant skild från noll ($p < 0,05$). I Figur 11 visas skogsdiagram över studiernas effektstorlekar och deras 95% konfidensintervall, samt

beräknade sammanvägda effektstorlekar och deras 95% konfidensintervall. Den sammanvägda effekten vid den sista tidpunkten i studierna var dock inte signifikant skild från noll (se Bilaga 7, Figur S1). Tiden mellan den senaste Bti-behandlingen och den sista mätpunkten i studierna varierade mellan 12 och 91 dagar. Även om den sammanvägda effekten inte var signifikant vid det sista mättillfället i studierna visar den signifikanta effekten för studieperioderna som helhet att effekten inte bara är kortvarig. Metaanalyserna visar att heterogeniteten bland studieresultaten är stor. Med det menas att spridningen mellan studierna är större än vad som kan förväntas utifrån variabiliteten inom studierna om det vore så att spridningen bara berodde på slumpmässiga provtagningsfel. Det indikerar att det inte finns en ”sann” effekt som gäller överallt, utan att de uppmätta effekterna i viss mån är kontextberoende. De sammanvägda effekterna och deras 95% konfidensintervall redovisas i Bilaga 7, Tabell S1. I tabellen visas också den procentuella skillnaden i uppkomst av fjädermyggor mellan behandlade och obehandlade områden, beräknad från tillbakatransformerade sammanvägda effektstorlekar. Slutligen visar tabellen även ett mått på heterogeniteten bland studieresultaten (I^2). Dosen av Bti var inte en statistiskt signifikant påverkande faktor på effektens storlek (se Bilaga 7, Tabell S25), men den statistiska teststyrkan för de analyserna var relativt svag. I en av studierna [11] som använde standardiserade mesokosmer uppmättes däremot större effekter vid högre doser när allt annat var lika.

I de flesta studierna bedömdes risken för skevheter vara låg till måttlig. Det finns därför ingen uppenbar anledning att ifrågasätta resultatens tillförlitlighet i de enskilda studierna. Vi har dock noterat att samtliga studier där signifikant negativa effekter har påvisats har utförts i Tyskland av en och samma forskargrupp. Det kan som nämnts ovan inte uteslutas att vissa lokala betingelser kan ha betydelse för utfallet, och att den statistiskt signifikanta sammantagna effekten i så fall inte är generaliserbar. Tyvärr har vi inte kunnat identifiera några sådana loka förhållanden, men man vet att olika arter av fjädermyggs-larver är olika känsliga för Bti-behandlingar beroende på hur de intar sin föda. Av de inkluderade studierna var det bara två som gjorde en taxonomisk bestämning mer noggrann än på familjenivå. Vi kan därför inte veta om heterogeniteten i studieresultaten har med fjädermyggornas artsammansättning att göra, men möjligheten finns.



Figur 11. Skogsdiagram över effektstorlekar avseende uppkomst och deras 95% konfidensintervall vid maximalt negativ effekt (t.v.) och vid sista tidpunkten i studierna (t.h.). Längst ner i båda diagrammen visas den sammanvägda effektstorleken (summary effect) och dess 95% konfidensintervall. Om dessa tillbakatransformeras kan den sammanvägda skillnaden i uppkomst av fjädermyggor mellan Bti-behandlade områden och obehandlade områden beräknas till mellan -39 och -95 % vid maximalt negativ effekt och mellan -76 och +37 % vid slutet av studieperioderna (jämför med Tabell S1 i Bilaga 7).

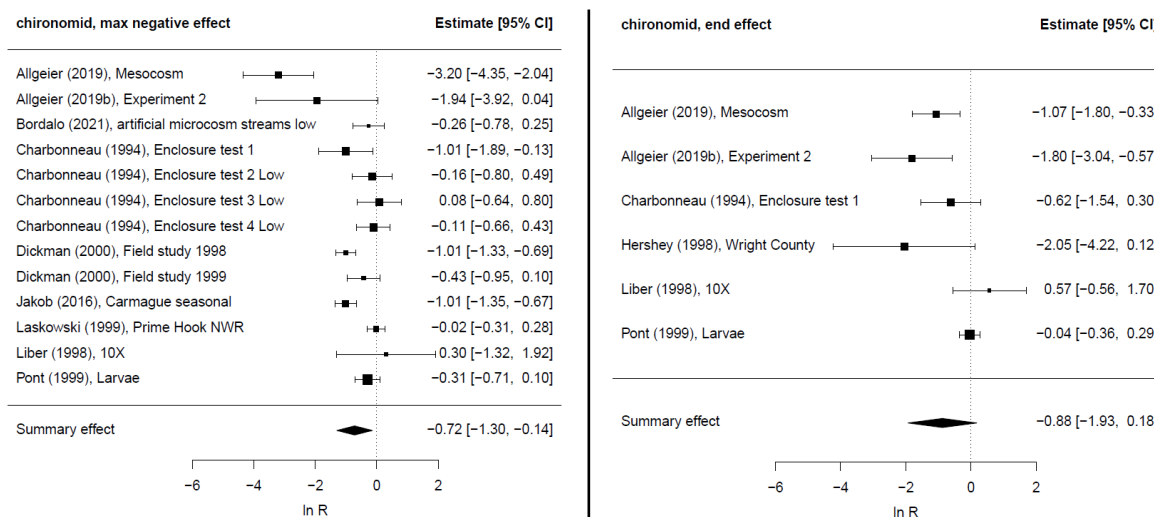
Utöver studierna av uppkomst av fjädermyggor studerade Bond et al. [31] reproduktionen av fjädermyggor i fältstudier och fann att reproduktionen upphörde helt under tre veckor efter Bti-behandling, medan den totala minskningen av reproduktionen sett över hela studieperioden (juli-december) uppgick till 19 %. Artikelfattarna angav att denna effekt var jämförbar med effekten på stickmyggarten *Aedes aegypti* och större än på *Culex spp.* Duchet et al. [32] studerade populationstillväxten av kräftdjursarterna *Daphnia pulex* och *Daphnia magna* både i laboratorium och under fältförhållanden men kunde inte påvisa någon effekt av Bti-behandling vid rekommenderad dos. Hanowski et al. [33] studerade fågelarten rödvingetrupial (*Agelaius phoeniceus*) och såg en statistiskt signifikant skillnad i kullstorlek och kläckningsfrekvens mellan behandlade och obehandlade områden under vissa år, men inte alla. Signifikanta skillnader i dessa responsvariabler observerades dock även före stickmyggbekämpningen påbörjades vilket tyder på att de observerade effekterna efter Bti-behandlingarna kan ha orsakats av förväxlingsfaktorer. Artikelförfattarna undersökte även överlevnad och antalet flygfärdiga ungar men kunde inte påvisa någon signifikant skillnad för de responsvariablerna. I en annan studie [18] hade hussvalor (*Delichon urbicum*) signifikant mindre kullstorlek, lägre överlevnad hos flygfärdiga ungar, och över lag sämre häckningsframgång i Bti-behandlade områden jämfört med obehandlade områden, men däremot observerades inte någon signifikant skillnad i kläckningsfrekvens.

4.4.2 Individriktedom

Samtliga responsvariabler som vi tilldelat denna utfallskategori är jämförbara på ett sådant sätt att de kan användas i samma metaanalys i de fall nödvändiga data är rapporterade. Däremot är det inte meningsfullt att kombinera olika arter hur som helst i samma metaanalys. De taxa vi har gjort metaanalyser för är fjädermyggor (Chironomidae), kräftdjur (Crustacea) och blötdjur (Mollusca). För övriga taxonomiska grupper har vi inte haft tillgång till tillräcklig mängd data.

4.4.2.1 Fjädermyggor

För fjädermyggor är den sammanvägda effekten på individrikedom, liksom på uppkomst, statistiskt signifikant både vid maximalt negativ effekt och totalt över hela studieperioderna, se Figur 12 och Bilaga 7, Figur S2 och Tabell S3. Risken för skevheter i studierna har bedömts vara låg till måttlig. I motsats till vad som gällde för uppkomst av fjädermyggor har flera studier även utanför Tyskland påvisat statistiskt signifikanta skillnader i individrikedom av fjädermyggor mellan behandlade och obehandlade områden. Det skulle kunna tyda på att den sammantagna effekten är mer generaliserbar för individrikedom än för uppkomst, men det kan också vara en konsekvens av att det helt enkelt är fler studier utanför Tyskland som har undersökt individrikedom. Metaanalyserna visar dock att heterogeniteten bland studieresultaten är stor även för individrikedomen, vilket indikerar att ett kontextberoende inte kan uteslutas. Effekterna på uppkomst och individrikedom borde vara snarlika eftersom de inte är oberoende av varandra.



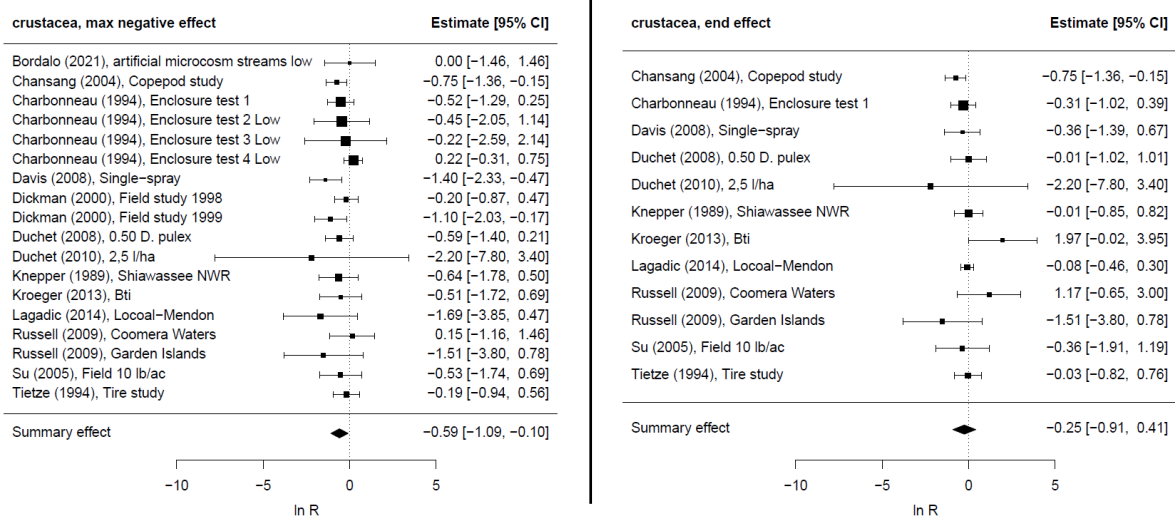
Figur 12. Skogsdiagram över effektstorlekar avseende individrikedom och deras 95% konfidensintervall vid maximalt negativ effekt (t.v.) och vid sista tidpunkten i studierna (t.h.). Längst ner i båda diagrammen visas den sammanvägda effektstorleken (summary effect) och dess 95% konfidensintervall. Om dessa tillbakatransformeras kan den sammanvägda skillnaden i individrikedom av fjädermyggor mellan Bti-behandlade områden och obehandlade områden beräknas till mellan -13 och -73 % vid maximalt negativ effekt och mellan -85 och +19 % vid slutet av studieperioderna (jämför med Tabell S3 i Bilaga 7).

Utöver de studier som ingått i metaanalyserna har fem ytterligare studier (där effektstorlek eller variabilitet inte kunde beräknas) undersökt individrikedomen av fjädermyggor. För två av dessa [34, 35] bedömdes dock risken för skevheter vara stor eller troligen stor och därför behandlas de inte här. Såringer et al. [36] och Wolfram et al. [37] undersökte individrikedomen av fjädermyggor i experimentella fältstudier men kunde inte detektera någon signifikant skillnad mellan behandlade och obehandlade områden. Författarna till den sistnämnda artikeln underströk vikten av att använda en BACI-design vid fältstudier eftersom individrikedom kan variera stort både mellan områden med olika habitategenskaper och mellan olika tidpunkter. I en känslighetsanalys gjorde vi separata metaanalyser för studier med BACI-design respektive CI-design (Bilaga 7, Figur S21). Vi fann dock inte någon statistiskt signifikant skillnad mellan dessa.

4.4.2.2 Kräftdjur och blötdjur

För kräftdjur är den sammanvägda skillnaden i individriktighet mellan Bti-behandlade områden och obehandlade områden signifikant vid den maximalt negativa effekten i varje studie (Figur 13). Risken för skevheter bedömdes för några av studierna vara stor, troligen stor eller oklar. Om dessa exkluderas från metaanalysen finns inte längre någon signifikant sammanvägd skillnad. Däremot finns en signifikant sammanvägd skillnad om endast studier med hög, troligen hög eller oklar risk för skevhet inkluderas i metaanalysen (se Bilaga 7, Figur S22). Det kan inte uteslutas att studiernas upplägg och genomförande kan påverka resultaten. Den sammanvägda skillnaden är inte signifikant vid slutet av studierna, eller totalt över hela studieperioderna (se Figur 13 och Bilaga 7, Tabell S5). Två studier av Miura et al. [35] som undersökte individriktighet av kräftdjur kunde inte användas i metaanalyserna, men för dem bedömdes risken för skevheter vara stor respektive troligen stor och därför behandlas de inte här.

För blötdjur är det relativt få, totalt åtta studier, som undersökt effekten av Bti-behandling på individriktighet. Metaanalyser har inte kunnat visa på några signifikanta sammanvägda skillnader i individriktighet (se Tabell S7 i Bilaga 7).



Figur 13. Skogsdiagram över effektstorlekar och deras 95% konfidensintervall vid maximalt negativ effekt (t.v.) och vid sista tidpunkten i studierna (t.h.). Längst ner i båda diagrammen visas den sammanvägda effektstorleken (summary effect) och dess 95% konfidensintervall. Om dessa tillbakatransformeras kan den sammanvägda skillnaden i individriktighet av kräftdjur mellan Bti-behandlade områden och obehandlade områden beräknas till mellan -9 och -66 % vid maximalt negativ effekt och mellan -60 och +50 % vid slutet av studieperioderna (jämför med Tabell S5 i Bilaga 7).

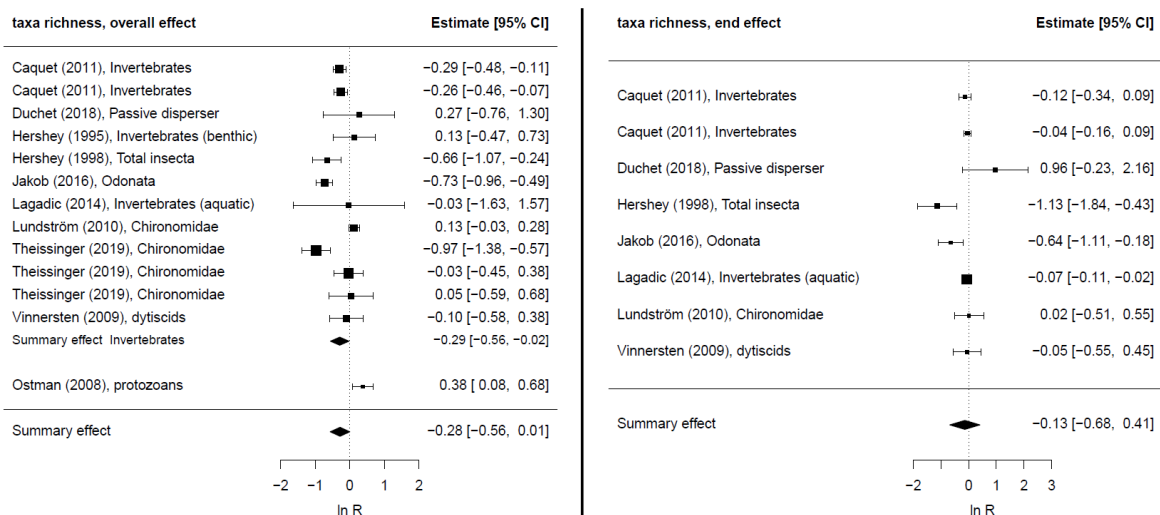
Effekter på individriktigheten av andra organismgrupper har undersökts i för få studier för att några slutsatser ska kunna dras. För detaljer kring detta hänvisas till den vetenskapliga rapporten publicerad i Environmental Evidence [29].

4.4.3 Biologisk mångfald

Undersökningar av effekter på den biologiska mångfalden har omfattat tio olika responsvariabler, av vilka Shannons diversitetsindex, taxa/art-rikedom och Pielous jämnhetsindex är vanligast. Metaanalyser har dock kunnat göras endast för taxa/artrikedom eftersom det för de övriga responsvariablerna antingen saknades data för variabilitet eller fanns för få studier. Sett till hela

studieperioderna finns det en liten men statistiskt signifikant sammanvägd skillnad i taxa/artrikedom för leddjur mellan Bti-behandlade och obehandlade områden (Figur 14). Risken för skevhet bedöms dock vara hög eller troligen hög i sju av de tolv inkluderade studierna, och om dessa utesluts från metaanalysen är skillnaden inte längre signifikant (Bilaga 7, Figur S23). Däremot är den sammanvägda effekten för studier med hög eller troligen hög risk för skevhet statistiskt signifikant. Den observerade skillnaden i taxa/artrikedom mellan behandlade och obehandlade områden är alltså inte särskilt robust, och det kan inte uteslutas att studiernas upplägg och utförande kan ge skeva resultat. Vid studiernas maximalt negativa effekt och vid slutet av studierna finns enligt metaanalyserna ingen signifikant sammanvägd skillnad.

Relativt många studier som undersökt taxa/artrikedom kunde inte användas i metaanalyserna på grund av bristande mätning eller rapportering av variabilitet. Wolfram et al. [37] och Theissinger et al. [38] undersökte artrikedomen bland fjädermyggor men fann ingen signifikant skillnad mellan behandlade och obehandlade grupper. Inte heller Niemi et al. [39] som studerade artrikedomen bland hinnkräftor (cladocera), hoppkräftor (copepoda), hjuldjur (rotifera) och zooplankton som grupp fann någon statistiskt signifikant effekt av Bti-behandling. I motsats till detta rapporterade Marina et al. [40] statistisk signifikant skilda artackumuleringskurvor under 25 veckors provtagning i experimentella dammar i Mexiko. Andra studier där flygande insekter [41] och akvatiska evertetrater [34] studerades bedömdes ha stor eller troligen stor risk för skevhet. Duguma et al. [42] fann en statistiskt signifikant högre rikedom bland mikrober i experimentella mikrokosmer behandlade med en relativt hög Bti-dos ($9,62 \cdot 10^9$ ITU/ha) jämfört med mikrokosmer med lägre Bti-dos ($0,12 \cdot 10^9$ ITU/ha) och utan behandling. Bakteriell mikrobiota hos stickmyggan *Aedes aegypti* studerades av Tetreau et al. [43], och de fann att hos larver som hade en hög tolerans mot Bti, var artrikedomen lägre bland de som hade behandlats med Bti. Hos larver som hade en intermediär eller låg tolerans mot Bti däremot, var artrikedomen högre bland de som hade behandlats med Bti.



Figur 14. Skogsdiagram över effektstorlekar avseende taxarikedom och deras 95% konfidensintervall sett över hela studieperioderna (t.v.) och vid sista tidpunkten i studierna (t.h.). Längst ner i båda diagrammen visas den sammanvägda effektstorleken (summary effect) och dess 95% konfidensintervall. I diagrammet till vänster har en undergruppsanalys gjorts för evertetrater (i huvudsak leddjur). Om dessa tillbakatransformeras kan den sammanvägda skillnaden i taxarikedom av evertetrater mellan Bti-behandlade områden och obehandlade områden beräknas till mellan -2 och -43 % sett över hela studieperioderna (jämför med Tabell S31 i Bilaga 7).

Effekten av Bti-behandling på Shannons diversitetsindex har undersökts för växtplankton [44], evertebrater [34, 45, 46], insekter [40, 41], fjädermyggor [37], och bakterier [42, 43]. Resultaten bland dessa studier är blandade med både positiva, negativa och ej signifikanta skillnader mellan Bti-behandlade och obehandlade områden, även inom några av studierna där provtagning gjorts vid flera tillfällen. Detta, tillsammans med vår bedömning att risken för skevheter är hög eller troligen hög i många av studierna, gör det svårt att dra några generella slutsatser. Effekten av Bti-behandling på Pielous jämnhetsindex har undersökts för växtplankton [44], evertebrater [45, 46], insekter [41], och bakterier [43]. Studieresultaten och vår bedömning av risken för skevheter liknar dem för Shannons index. Andra utfallsmått inom biologisk mångfald som undersökts är fylogenetisk bakteriediversitet [42], dominans av insektsläkten [12], Simpson's index för bakterier [43], saprobic index för fjädermyggor [38], Hurlbert's PIE för dykare (dytiscidae) [24], och McQuitty's likhet för myggfamiljer och skalbaggefamiljer [47]. Även om signifikanta skillnader mellan Bti-behandlade och obehandlade områden påvisades i några fall kan vi inte dra några slutsatser från dessa ganska olikartade studier.

4.4.4 Sammansättning i organismsamhällen

När det gäller sammansättning av taxa i organismsamhällen är de vanligast rapporterade responsvariablerna Bray-Curtis olikhet/likhet [34, 38, 41, 42, 45, 48] och relativ individrikedom [37, 41, 42, 49, 50]. Ingen av de rapporterade responsvariablerna kunde användas i metaanalyser. Bray-Curtis olikhet som undersöktes av Duguma et al [42] visade att sammansättningen av bakterier som behandlats med en hög dos ($9,62 \cdot 10^9$ ITU/ha) skilde sig signifikant från bakterier som utsatts för en låg dos ($0,12 \cdot 10^9$ ITU/ha) eller ingen Bti-behandling alls (det fanns ingen olikhet mellan låg dos och ingen behandling). Theissinger et al. [38] rapporterade en liten men signifikant olikhet i sammansättningen av fjädermyggor mellan behandlade och obehandlade ytor. Bray-Curtis olikhet har också studerats för fjädermyggor och evertebrater [34, 45], insekter [41] och leddjur (arthropoda) i saltvattenkärr [48], men vi bedömde att risken för skevheter var stor eller mycket stor i de studierna.

I en mesokosmstudie undersökte Allgeier et al. [49] akvatiska evertebrater och fann då en signifikant lägre relativ individrikedom av stickmyggor (Culicidae) och fjädermyggor i Bti-behandlade områden jämfört med obehandlade områden. Wolfram et al. [37] studerade också relativ individrikedom men fann inte någon signifikant skillnad i relativ individrikedom för fjädermyggor. Duguma et al. [42] påvisade en lägre relativ individrikedom av cyanobakterier i mesokosmer behandlade med den högre dosen av Bti jämfört med den lägre dosen och ingen Bti-behandling alls. Receveur et al. [50] studerade den relativa individrikedomen av mikrobiota hos mygglarver och fann en skillnad mellan Bti-behandlade och obehandlade mesokosmer vid dag 1 efter behandling. De studerade även alger i samma system och såg signifikanta skillnader vid dag 7 och 14 efter behandling. Dessa skillnader var dock inte direkta effekter av Bti utan indirekta effekter genom att larvernans utveckling var fördröjd i de Bti-behandlade mesokosmerna. Xu et al. [51] studerade bakterier i trädhåligheter och visade att den fylogenetiska fördelningen av dem ändrades när mygglarver bekämpades med Bti. Detta var förmodligen också en indirekt effekt av att mygglarverna togs bort snarare än en direkt effekt av själva Bti-medlet. Lundström et al. [52] använde Jaccards index för att beräkna omsättningshastigheten av arter i våtmarker och rapporterade att den var högre i våtmarker som behandlats med Bti jämfört med obehandlade våtmarker.

De studier som undersökt den relativa individriktigheten bedömdes ha generellt lägre risk för skevheter än de studier som undersökt olikhetsindex eller responsvariabler inom biologisk mångfald, men det är ändå svårt att dra några slutsatser baserat på tillgängliga studier. Det verkar dock som att vissa förändringar av sammansättningen i organismsamhällen i Bti-behandlade områden, ibland orsakade av indirekta effekter, inte kan uteslutas.

4.4.5 Artegenskaper

Artegenskaper är den utfallskategori som rymmer flest responsvariabler, och de inkluderar både fysiologiska och beteenderelaterade utfallsmått. De fysiologiska utfallsmåtten är oftast relaterade till storlek eller vikt på organismer eller på diverse kroppsdelar, medan de beteenderelaterade utfallsmåtten oftast har med födointag att göra. Vi har genomfört metaanalyser för storlek, vikt och hastighet på födointag. Några studier har mätt storleken på flera olika kroppsdelar på samma organism. Där vi har bedömt att dessa inte är oberoende av varandra har vi bara inkluderat en av kroppsdelarna.

För storlek finns inte någon statistiskt signifikant sammanvägd skillnad mellan Bti-behandlade och obehandlade organismer (se Tabell S11 i Bilaga 7). I metaanalysen ingår olika arter av groddjur (Amphibia), kräftdjur (Crustacea) och trollsländor (Odonata). Undergruppsanalyser visar ingen signifikant effekt på någon enskild taxagrupp, men antalet studier i varje grupp är litet. Risken för skevheter i studierna bedömdes som i regel som troligen liten.

Gällande vikt har färre studier kunnat inkluderas, och metaanalyserna har inte heller resulterat i några signifikanta sammanvägda effekter av Bti-behandling (se Tabell S13 i Bilaga 7). Detta är också sant för intag av föda (se Tabell S15 i Bilaga 7). I det senare fallet finns dock ytterligare några studier som av olika skäl inte kunde inkluderas i metaanalyserna, men som ändå kan bidra med kompletterande information. Olejnicek och Maryskova [53] studerade allmänna ryggsimmare (*Notonecta glauca*) och noterade att dessa inte attackerade mygglarver som hade dödats av Bti. I motsats till detta rapporterade Rebollar-Tellez et al. [54] att predationskapaciteten hos ryggsimmare av släktet *Buena* ökade när deras byten, som i det fallet var stickmygglarver av arten sydlig husmygga (*Culex pipiens*), hade behandlats med Bti. Gunasekaran et al. [55] kunde dock inte påvisa att Bti-behandling hade någon effekt på hur stort eller snabbt födointaget var hos ryggsimmare av släktet *Notonecta*, och inte heller hos spindeldjur av arten *Diplonychus indicus*. Roberts [56] studerade kräftdjur (*Gammarus duebeni* och *Palaemonetes varians*) och fann att de föredrog levande mygglarver framför Bti-dödade larver, även om Bti-behandlingen inte påverkade hur stort eller snabbt kräftdjurens födointag var.

I en mesokosmstudie undersökte Allgeier et al. [57] hur utvecklingen av trådsalamander (*Lissotriton helveticus*) och mindre vattensalamander (*L. vulgaris*) påverkades av att deras föda, fjädermygglarver, behandlades med Bti. De fann dock inte några signifikanta skillnader mellan behandlade och obehandlade mesokosmer. De studerade också ett slags hälsotillstånd, *body condition index* (BCI), hos salamandrarna och hos en trollslända, blågrön mosaikslända (*Aeshna cyanea*). Medan de inte såg någon skillnad hos salamandrarna, var BCI signifikant lägre hos mosaiksländorna i de mesokosmer som hade behandlats med Bti jämfört med obehandlade mesokosmer. Hanowski et al. [33] studerade beteendet hos rödvingetripialer (*Agelaius phoeniceus*) och kunde inte påvisa någon effekt av Bti-behandling på antalet besök i boet, och inte heller på åldern då fågelungarna blev flygfärdiga. Su och Mulla [58] studerade andelen gravida kräftdjur av arterna *Triops longicaudatus* och *T. newberryi* vid två olika Bti-doser men fann ingen signifikant effekt av någon av Bti-behandlingarna. Kimball

och Williams [59] undersökte i två olika studier effekten av Bti-behandling på storleken på risskördar och på risplantor samt risets fukthinnehåll (mått på mognad), men kunde inte påvisa någon signifikant effekt.

4.4.6 Näringsvävsstruktur

I denna utfallskategori har sju artiklar rapporterat totalt 13 olika responsvariabler relaterade till födokällor. Ingen av dessa kunde användas i metaanalyser. Allgeier et al. [57] undersökte sammansättningen av kol- och kväveisotoper hos salamandrar (*Lissotriton helveticus*, *L. Vulgaris*), trollsländor (*Aeshna cyanea*), och deras byten (fjädermygglarver). Även om Bti-behandling minskade individrikedomen av fjädermygglarver föredrogs dessa av salamandrarna och utgjorde huvudkomponenten (55%) av deras diet, oavsett hur stor tillgången var. Författarna observerade dock att salamandrarnas överlevnad minskade i Bti-behandlade mesokosmer när trollsländor fanns närvarande, möjligen beroende på att trollsländorna där i högre utsträckning började livnära sig på salamanderlarver när tillgången på fjädermygglarver minskade. Wolfram et al. [37] kunde inte se någon effekt av Bti-behandling på de relativa proportionerna av olika sätta att fånga och inta föda (*feeding guilds*) bland fjädermyggor, men de rekommenderade att längre studier borde göras för att upptäcka eventuella fördröjningar i det utfallsmåttet. studerades också av Poulin et al. [18, 60] studerade hussvalor och deras byten och fann att födan i större utsträckning bestod av tvåvingar (Diptera), trollsländor (Odonata) och spindlar (Araenae) i Bti-behandlade områden jämfört med obehandlade områden. De fann också att bytesdjuren i Bti-behandlade områden var mindre i storlek. Ett annat utfallsmått som studerats i denna utfallskategori är ett sorts födotillgångsindex [61] som har visats vara positivt korrelerad med antalet tättingar (Passeriformes) av fem olika arter i våtmarker [62]. Detta födotillgångsindex var signifikant lägre i Bti-behandlade områden än i obehandlade områden [60, 63].

4.4.7 Ekosystemprocesser

Endast en studie har hittats i denna utfallskategori. I en mesokosmstudie undersökte Bordalo et al. [64] nedbrytningshastigheten av döda löv vid tre olika koncentrationer av Bti (12, 120 och 1200 µg/l) och fann att den var signifikant lägre vid samtliga koncentrationer jämfört med obehandlade mesokosmer. Den lägsta av de tre koncentrationerna motsvarade den dosering som var rekommenderad av tillverkaren för stickmyggbekämpning.

4.4.8 Miljökvalitetsdata

I denna utfallskategori har 16 responsvariabler rapporterats. De vanligast studerade variablerna är pH, löst syre (DO), suspenderade partiklar, och klorofyll a. Metaanalyser av relativt få tillgängliga studier kunde inte visa några statistiskt signifikanta effekter av Bti-behandling för pH, DO eller klorofyll a (se Tabell S17, S19, S21 i Bilaga 7). I studien av Duguma et al. [42] observerades dock en signifikant negativ effekt för alla tre variabler vid en hög dosering under eftermiddagstimmarna när fotosyntesen var som mest aktiv. Författarna tolkade det som att fotosyntesen på något sätt blev lägre i behandlade mesokosmer, men det var oklart för dem om det berodde på Bti-toxinerna eller egenskaperna hos produkten som helhet (VectoBac G). En sänkning av pH-värdet observerades också av Su och Mulla [65]. En annan studie av pH och DO [66] som inte kunde användas i metaanalyserna bedömdes ha troligen stor risk för skevheter. Ytterligare en studie [64] som inte

kunde användas i metaanalyserna visade inte någon effekt på halten av klorofyll a vid någon av de undersökta Bti-koncentrationerna (12, 120 och 1200 µg/l). För suspenderade partiklar resulterade metaanalyserna i en signifikant sammanvägd effekt vid den största negativa effekten i de inkluderade studierna (se Tabell S23 i Bilaga 7). Återigen var det i studien av Duguma et al. [42], vid en hög dosering, som den största effekten uppmättes.

Andra responsvariabler som rapporterats i denna utfallskategori är kemisk syreförbrukning, sulfatkoncentration, fosforkoncentration, kvävekoncentration [42] och halten av estradiolekvivalenter [67]. Medan en låg Bti-dos inte orsakade några effekter på kemisk syreförbrukning, sulfatkoncentration, fosforkoncentration, eller kvävekoncentration, orsakade en hög dos (dubbelt så hög som den rekommenderade) en sänkning av alla dessa responsvariabler, möjligen relaterat till en minskad produktion av växtplankton [42]. Maletz et al. [67] visade att det fanns en länk mellan VectoBac® TP och östrogenaktivitet, även om det var oklart varifrån östrogenaktiviteten kom ifrån. Vattenprover från ett fältexperiment med VectoBac TP och VectoBac WDG visade dock inte halter av östrogenaktivitet som kan antas orsaka några negativa effekter i akvatiska ekosystem.

4.4.9 Persistens

Vid studier av persistens av Bti i miljön är de vanligaste responsvariablerna koncentration av sBti-porer och Bti-kolonier. I relativt kortvariga (upp till 290 timmar) laboratoriestudier undersökte Khawaled et al. [68, 69] förökning av Bti i puppor av myggor och såg att sporkoncentrationen nådde ett maximum efter ca 60–100 timmar varefter den minskade igen. I den här översikten är vi dock primärt intresserade av persistensen på längre tidsskalor, och framför allt om Bti kan föröka sig i fält efter Bti-behandling. Fältstudier har visat att även om förekomsten av sporer och kolonier minskar med tiden efter Bti-behandling kan mätbara mängder kvarstå upp till i storleksordningen månader på vegetation [70-72], döda löv [73], på stenar [71], i jord och slam [74-77], i sediment [70, 71], på perifyton [70], i vatten [70, 71, 76, 78], och i konstgjorda miljöer såsom i gamla bildäck [79]. Det har också visats att Bti-toxinerna kan kvarstå i miljön under liknande tidsrymder [56, 70, 80]. Upprepade Bti-behandlingar flera gånger per år skulle alltså potentiellt kunna leda till en ackumulering och ökning av mängden sporer och kolonier i miljön. En långtidsstudie i en naturlig våtmark i Schweiz där upprepade Bti-behandlingar hade gjorts flera gånger per år under 22 år visade dock inte några belägg för en sådan ackumulering [77]. Förutom persistensen av Bti är en nyckelfråga också om Bti har förmågan att föröka sig i naturen efter Bti-behandlingar. I Tyskland finns ett krav på att Bti-produkter som används för myggbekämpning måste vara steriliserad för att säkerställa att så inte sker. Inga studier i fält har dock kunnat påvisa några säkra belägg för att det har skett. Tetreau et al. [80] tolkade oväntat höga halter av Bti-toxiner i döda löv som en indikation på en förökning av Bti efter stickmyggbekämpning med Bti i Rhône-Alpesregionen i Frankrike. En efterföljande studie i samma område kunde dock inte se några indikationer på en förökning av Bti [75]. I ytterligare en studie i Rhône-Alpesregionen hittade Tilquin et al. [73] ett oväntat högt antal Bti-sporer och kunde inte utesluta att en förökning av Bti hade skett. Gemensamt för dessa studier är dock att resultaten ger indikationer på, snarare än belägg för, en förökning av Bti från bekämpningsmedel i fält.

5 Slutsatser

Våra evidensgraderade⁸ slutsatser är:

1. Uppkomst⁹ och individrikedom av fjädermyggor (Chironomidae) kan påverkas negativt av stickmyggbekämpning med Bti. Effekterna avtar med tiden efter behandling men kan kvarstå veckor till månader. Vi är *ganska säkra* på slutsatsen.
2. Individrikedom av kräftdjur (Crustacea) kan under en kort period (någon till några veckor) påverkas negativt av myggbekämpning med Bti. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
3. Artrikedom bland leddjur (Arthropoda) kan påverkas negativt av myggbekämpning med Bti. Vi är *osäkra* på slutsatsen.
4. Koncentrationen av suspenderade partiklar i vatten kan minska vid myggbekämpning med Bti. Vi är *mycket osäkra* på slutsatsen.

Våra slutsatser avseende översiktens sekundära frågor¹⁰ är:

- a) Vid många myggbekämpningsprogram upprepas Bti-behandlingarna flera gånger per säsong och återkommande under många år. De flesta experimentella studier som gjorts, såväl storskaliga som småskaliga, är dock begränsade till ett mer begränsat antal upprepade behandlingar och år. Det är därför osäkert hur giltiga resultaten från de experimentella studierna är för verkliga förhållanden på längre sikt. Baserat på befintligt underlag kan vi inte avgöra om långvariga bekämpningsprogram ger större effekter än mer kortvariga.
- b) När vi väger samman flera studier finner vi inte något tydligt dos-responsförhållande för något av utfallsmåtten. Däremot har enskilda artiklar som undersökt flera olika doser rapporterat större effekter vid högre doser där allt annat varit lika. Inte sällan har dock de högre doserna då varit flera gånger högre än den rekommenderade dosen.
- c) Analyserna indikerar att effekterna kan vara kontextberoende. Det låga antalet studier per utfallsmått gör det dock svårt att på statistisk väg identifiera och kvantifiera betydelsen av de faktorer som kan påverka vilka effekter som uppstår och hur stora de blir.
- d) De icke avsedda effekter som verkar kunna kvarstå under flera månader efter behandling är minskad individrikedom av fjädermyggor och ökad koncentration av Bti-sporer i miljön. Det är dock oklart om dessa effekter kan kvarstå och ackumuleras från ett år till ett annat.

⁸ Evidensgradering innebär att vi uttrycker hur säkra eller osäkra vi är på slutsatserna, se avsnitt 3.6.

⁹ Med uppkomst menas här utveckling från larv till vuxen flygande mygga.

¹⁰ De sekundära frågorna anges i avsnitt 2.

5.1 Betydelse för policy och förvaltning

Våra metaanalyser resulterade i statistiskt signifikanta sammanvägda negativa effekter av Bti-behandling på individrikladomen av fjädermyggor och kräftdjur. Effekterna var mer långvariga för fjädermyggorna än för kräftdjuren. Metaanalyserna baserades på totalt 23 studier i sju länder/stater för fjädermyggorna och 21 studier i sex länder/stater för kräftdjuren. Effekterna på fjädermyggorna har en särskild ekologisk betydelse. Fjädermyggor finns i de flesta sötvattenekosystemen och har en stor ekologisk diversitet som omfattar till exempel predatorer, algätare och detrivorer. De tillhör typiskt också de mest produktiva sötvattenorganismerna [81, 82] och utgör ofta ett rikligt förekommande byte för terrestra predatorer när de väl har utvecklats till vuxna flygande myggor [83, 84]. Effekter av Bti-behandlingar på fjädermyggor har därför en särskilt stor potential att förändra näringsvävar och påverka både akvatiska och terrestra organismer som har fjädermyggor som del av sin föda [18, 85, 86]. Statistiskt signifikanta sammanvägda negativa effekter observerades också för uppkomst av fjädermyggor, artrikedomen, koncentrationen av suspenderade partiklar i vatten och storlek på olika organismer.

Vi kan å ena sidan konstatera att det nu finns en stor mängd studier som har undersökt direkta och indirekta effekter på icke-målorganismer och ekosystem efter myggbekämpning med Bti. Många har utförts i fält under realistiska förhållanden och använt rekommenderade doser. Å andra sidan måste vi också konstatera att det är betydligt färre studier som har utförts på ett sätt som gör att vi bedömer riskerna för skevheter som små. Det undergräver vår förmåga att avgöra hur vanliga de uppmätta effekterna är. Negativa effekter som uppmäts i en studie, typ av habitat eller region har ofta inte kunnat observeras i liknande studier som utförts i andra habitat eller regioner. I många fall kan sådana skillnader i resultat sannolikt förklaras av skillnader i studiemetodik, speciellt i fråga om grad av replikering och därmed statistisk teststyrka. I andra fall kan skillnaderna i resultat också indikera att förekomsten av och storleken på effekter av Bti-behandlingar på icke-målorganismer och andra ekosystemegenskaper är kontextberoende. Resultaten kan då variera med ekosystemens karaktär avseende till exempel artsammansättning eller mer tekniska aspekter som dosering eller tidpunkt på året. Exempelvis har Bti ofta använts i våtmarksområden där larverna av många fjädermyggsarter är semiakvatiska och lever i fuktig jord och vegetation [52]. Semiakvatiska arter kan på förhand antas vara mindre sårbara för Bti-behandlingar än helt akvatiska arter eftersom Bti-sporerna har större möjlighet att sprida sig i ett utbrett akvatiskt medium. En annan faktor som potentiellt kan påverka effekterna av Bti-behandlingar är graden av miljöpåverkan från andra mänskliga aktiviteter. Det är till exempel tänkbart att risken för en minskning av artrikedomen hos fjädermyggor är större i skyddade eller opåverkade områden med många sårbara arter, än i starkt påverkade områden där endast de mest toleranta arterna finns kvar. Baserat på nuvarande kunskap kan vi inte utvärdera om skillnaderna i resultat mellan olika studier är kontextberoende eller om de i huvudsak beror på skillnader i studiedesign och genomförande.

En utvärdering av de miljömässiga och ekologiska faktorer som kan associeras med en stor påverkan av Bti-behandlingar är nödvändigt för att det ska vara möjligt att identifiera de ekosystem som löper störst risk att påverkas negativt vid myggbekämpning. Till dess att kunskapsbasen blir tillräckligt stor för att en sådan utvärdering ska kunna göras föreslår vi dock att riskerna för negativa effekter aldrig på förhand ska uteslutas, samtidigt som de behöver vägas mot fördelarna med myggbekämpning, till exempel människors välbefinnande.

Mot bakgrund av osäkerheterna om vilka effekter som uppstår i ett enskilt ekosystem vid myggbekämpning med Bti behövs, efter att ett beslut om myggbekämpning väl har tagits, också

resurser för att övervaka och utvärdera eventuella effekter. Övervakningen och utvärderingen bör i första hand koncentreras på målorganismerna och de mest sårbara icke-målorganismerna (till exempel fjädermyggor), samt hotade arter och andra känsliga arter som kan påverkas av förändrad förekomst av dessa arter. Men övervakningen och utvärderingen bör även inkludera mer oväntade utfall och läggas upp på ett sådant sätt att en ökad kunskap om effekternas kontextberoende erhålls.

Slutligen visade vår syntes att flera studier har påvisat en betydande persistens av Bti i miljön. Det kan motivera användning av steriliserade former av Bti där det är möjligt. I annat fall kan övervakning av persistens ingå i myggbekämpningens tillhörande övervakningsprogram.

5.2 Betydelse för forskning och forskningsbehov

Kunskapsbasen för att bedöma direkta och indirekta effekter av stickmyggbekämpning med Bti på ekosystem är bred, och en mångfald av responsvariabler har undersökts. Den samlade katalogen av studier kan också beskrivas som disparat och karakteriseras av en stor variation i studiedesign, metodologisk skärpa och transparens i rapportering. I vår kritiska bedömning hade en oväntat stor andel av studierna en ”troligen stor”, ”stor” eller ”oklar” risk för någon form av skevhet (bias) i resultaten. Detta betyder att inte bara bristande metodologi, utan även bristande rapportering av viktiga metodologiska detaljer är utbredd. Tyvärr är resultatet av dessa brister att det ofta är svårt att avgöra om variationen i uppmätta effekter kan hänföras till särskilda egenskaper i de undersökta ekosystemen eller om det beror på studiedesign, metodologi och genomförande av studierna. Att kunna skilja på dessa källor till variation är viktigt eftersom en bättre förståelse av de faktorer som ligger bakom variationen av effekter mellan olika platser skulle öka vår förmåga att formulera konkreta rekommendationer om var och när stickmyggbekämpning med Bti kan vara lämplig respektive bör undvikas.

Med anledning av detta vill vi lyfta följande behov i forskningen:

- i. Studier som fokuserar på att förstå de faktorer som ökar respektive begränsar risken för negativa effekter på ekosystem. Detta kräver a) en utökad analys och rapportering av både abiotiska miljöfaktorer (temperatur, vindförhållanden vid bekämpningstillfället, mark- och vattenkemi etc.) och biologiska faktorer (artsammansättning, vegetationstäckning etc.) som potentiellt kan påverka de indirekta effekterna av Bti-behandlingar, och b) en utveckling av studier som explicit undersöker hur abiotiska miljöfaktorer påverkar utfallen. Studier bör också på förhand identifiera de delar av ett ekosystem som mest sannolikt skulle påverkas indirekt av Bti-behandlingar, så att studierna kvantifierar de mest relevanta utfallsmåtten.
- ii. Framtida forskning bör sikta på att tillämpa ett mer standardiserat och välreplikerat sätt att studera icke avsedda effekter av Bti-behandlingar, både i mesokosmstudier som simulerar förhållandena i temporärt översvämmade våtmarker och i större fältstudier, helst med en BACI-design¹¹, kombinerat med en större skärpa i rapporteringen av metodologiska detaljer (till exempel dosering av Bti, statistisk design, samt inte minst möjliga förväxlingsfaktorer och hur de har adresserats). Nyligen publicerade exempel på studier som åtminstone delvis uppfyller detta är några mesokosmstudier som undersökte förändringar av makrovertebraters organismsamhällen och uppkomsten av trollsländor (Odonata) [87], uppkomsten av fjädermyggor [88], grodor [89] och spindlar [90], samt en

¹¹ BACI står för Before After Control Impact och innebär att både behandlade och obehandlade områden mäts både före och efter behandlingen.

fältstudie som var replikerad på våtmarksskala och använde biomarkörer för att spåra förändringar i näringsvävsstrukturer [15]. Dessa studier publicerades efter våra systematiska litteratursökningar och ingår därför inte i översikten.

- iii. I några regioner finns långtidsdata på både målorganismer och icke-målorganismer från övervakningsprogram som utförts i samband med myggbekämpning. Noggranna analyser av sådana data, utförda av oberoende forskare, kan troligen bidra till att inte bara bedöma lokala effekter av Bti-behandlingar utan också till att generera hypoteser för framtida forskning.

6 Tillhörande bilagor

Till denna systematiska översikt hör följande bilagor:

Bilaga 1. Intressentmöte.

Bilaga 2. Litteratursökningar.

Bilaga 3. Formulär för metadata och kritisk granskning.

Bilaga 4. Lista över inkluderade samt exkluderade och ej tillgängliga artiklar.

Bilaga 5. Rapporterade responsvariabler.

Bilaga 6. Databas med metadata och effektstorlekar.

Bilaga 7. Resultat av metaanalyser, känslighetsanalyser och test för publiceringskevhet.

7 Referenser

1. Ramírez-Lepe M, Ramírez-Suero M: **Biological control of mosquito larvae by *Bacillus thuringiensis* subsp. israelensis**. 2012.
2. Poulin B, Tetrel C, Lefebvre G: **Impact of mosquito control operations on waterbirds in a Camargue nature reserve**. *Wetlands Ecology and Management* 2022, **30**(5):1049-1064.
3. Harris CM: **Aircraft operations near concentrations of birds in Antarctica: The development of practical guidelines**. *Biol Conserv* 2005, **125**(3):309-322.
4. Merritt RW, Walker ED, Wilzbach MA, Cummins KW, Morgan WT: **A broad evaluation of Bti for black fly (Diptera, Simuliidae) control in a Michigan river - efficacy, carry and nontarget effects on invertebrates and fish**. *Journal of the American Mosquito Control Association* 1989, **5**(3):397-415.
5. Boisvert M, Boisvert J: **Effects of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis on target and nontarget organisms: a review of laboratory and field experiments**. *Biocontrol Science and Technology* 2000, **10**(5):517-561.
6. Schäfer ML, Lundström JO: **Efficiency of Bti-based floodwater mosquito control in Sweden – four examples**. *Journal of the European Mosquito Control Association* 2014, **32**.
7. Marina CF, Bond JG, Muñoz J, Valle J, Novelo-Gutiérrez R, Williams T: **Efficacy and non-target impact of spinosad, Bti and temephos larvicides for control of *Anopheles* spp. in an endemic malaria region of southern Mexico**. *Parasites & Vectors* 2014, **7**(1):55.
8. Charbonneau CS, Drobney RD, Rabeni CF: **Effects of *Bacillus-thuringiensis* var israelensis on nontarget benthic organisms in a lentic habitat and factors affecting the efficacy of the larvicide**. *Environmental Toxicology and Chemistry* 1994, **13**(2):267-279.
9. Jackson JK, Horwitz RJ, Sweeney BW: **Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* on black flies and nontarget macroinvertebrates and fish in a large river**. *Trans Am Fish Soc* 2002, **131**(5):910-930.
10. Allgeier S, Kastel A, Bruhl CA: **Adverse effects of mosquito control using *Bacillus thuringiensis* var. israelensis: Reduced chironomid abundances in mesocosm, semi-field and field studies**. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2019, **169**:786-796.
11. Liber K, Schmude KL, Rau DM: **Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis to chironomids in pond mesocosms**. *Ecotoxicology* 1998, **7**(6):343-354.
12. Hershey AE, Lima AR, Niemi GJ, Regal RR: **Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands**. *Ecological Applications* 1998, **8**(1):41-60.
13. Vaughan IP, Newberry C, Hall DJ, Liggett JS, Ormerod SJ: **Evaluating large-scale effects of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis on non-biting midges (Chironomidae) in a eutrophic urban lake**. *Freshwater Biology* 2008, **53**(10):2117-2128.
14. Lajmanovich RC, Junges CM, Cabagna-Zenklusen MC, Attademo AM, Peltzer PM, Maglianesi M, Maquez VE, Beccaria AJ: **Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis in aqueous suspension on the South American common frog *Leptodactylus latrans* (Anura: Leptodactylidae) tadpoles**. *Environmental Research* 2015, **136**:205-212.
15. McKie BG, Taylor A, Nilsson T, Frainer A, Goedkoop W: **Ecological effects of mosquito control with Bti: evidence for shifts in the trophic structure of soil- and ground-based food webs**. *Aquatic Sciences* 2023, **85**(2):47.
16. Newman M, Clements W: **Ecotoxicology - A comprehensive treatment**. Boca Raton: CRC Press; 2007.
17. Truchy A, Angeler DG, Sponseller RA, Johnson RK, McKie BG: **Linking Biodiversity, Ecosystem Functioning and Services, and Ecological Resilience: Towards an Integrative Framework for Improved Management**. In: *Ecosystem Services: From Biodiversity to Society, Pt 1*. Edited by Woodward G, Bohan DA, vol. 53; 2015: 55-96.
18. Poulin B, Lefebvre G, Paz L: **Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bti on breeding birds**. *Journal of Applied Ecology* 2010, **47**(4):884-889.

19. Hellgren O, Bensch S, Malmqvist B: **Bird hosts, blood parasites and their vectors - Associations uncovered by molecular analyses of blackfly blood meals.** *Molecular Ecology* 2008, **17**(6):1605-1613.
20. Joly K, Couriot O, Cameron MD, Gurarie E: **Behavioral, Physiological, Demographic and Ecological Impacts of Hematophagous and Endoparasitic Insects on an Arctic Ungulate.** *Toxins* 2020, **12**(5):9.
21. Schneider S, Tajrin T, Lundstrom JO, Hendriksen NB, Melin P, Sundh I: **Do Multi-year Applications of *Bacillus thuringiensis* subsp *israelensis* for Control of Mosquito Larvae Affect the Abundance of *B-cereus* Group Populations in Riparian Wetland Soils?** *Microbial Ecology* 2017, **74**(4):901-909.
22. Lundstrom JO, Schafer ML, Petersson E, Vinnersten T'ZP, Landin J, Brodin Y: **Production of wetland Chironomidae (Diptera) and the effects of using *Bacillus thuringiensis israelensis* for mosquito control.** *Bull Entomol Res* 2010, **100**(1):117-125.
23. Ostman O, Lundstrom JO, Vinnersten T'ZP: **Effects of mosquito larvae removal with *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) on natural protozoan communities.** *Hydrobiologia* 2008, **607**:231-235.
24. Vinnersten T'ZP, Lundstrom JO, Petersson E, Landin J: **Diving beetle assemblages of flooded wetlands in relation to time, wetland type and Bti-based mosquito control.** *Hydrobiologia* 2009, **635**(1):189-203.
25. Swedish EPA: **Överlämnande av frågan om tillåtlighet enligt 7 kap. 29 § miljöbalken för bekämpning av larver av översvämningsmygg i Nedre Dalälvens översvämningsvåtmarker 2019. Ärendenr: NV-07960-18 (in Swedish).** In. Stockholm: Naturvårdsverket; 2019.
26. Land M, Bundschuh M, Hopkins RJ, Poulin B, McKie BG: **What are the effects of control of mosquitoes and other nematoceran Diptera using the microbial agent *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) on aquatic and terrestrial ecosystems? A systematic review protocol.** *Environmental Evidence* 2019, **8**(1):32.
27. Harzing AW: **Publish or Perish, available from <https://harzing.com/resources/publish-or-perish>.** 2007.
28. Swedish EPA: **Omprövning gällande ansökan om Natura 2000-tillstånd samt dispens från förbudet att sprida biocidprodukter från luftfartyg för bekämpning av larver av översvämningsmygg under 2018 i översvämningsområden vid Nedre Dalälven. Ärendenr: NV-07545-17 (In Swedish).** In. Stockholm: Naturvårdsverket; 2018.
29. Land M, Bundschuh M, Hopkins RJ, Poulin B, McKie BG: **Effects of mosquito control using the microbial agent *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) on aquatic and terrestrial ecosystems: a systematic review.** *Environmental Evidence* 2023, **12**(1):26.
30. Malmqvist B, Adler PH, Kuusela K, Merritt RW, Wotton RS: **Black flies in the boreal biome, key organisms in both terrestrial and aquatic environments: A review.** *Ecoscience* 2004, **11**(2):187-200.
31. Bond JG, Marina CF, Williams T: **The naturally derived insecticide spinosad is highly toxic to *Aedes* and *Anopheles* mosquito larvae.** *Medical and Veterinary Entomology* 2004, **18**(1):50-56.
32. Duchet C, Coutellec M-A, Franquet E, Lagneau C, Lagadic L: **Population-level effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis israelensis* in *Daphnia pulex* and *Daphnia magna*: comparison of laboratory and field microcosm exposure conditions.** *Ecotoxicology* 2010, **19**(7):1224-1237.
33. Hanowski JM, Niemi GJ, Lima AR, Regal RR: **Do mosquito control treatments of wetlands affect red-winged blackbird (*Agelaius phoeniceus*) growth, reproduction, or behavior?** *Environmental Toxicology and Chemistry* 1997, **16**(5):1014-1019.
34. Lagadic L, Schaefer Ralf B, Roucaute M, Szoecs E, Chouin S, de M, Jerome, Duchet C, Franquet E, Le H *et al*: **No association between the use of Bti for mosquito control and the dynamics of non-target aquatic invertebrates in French coastal and continental wetlands.** *Science of the Total Environment* 2016, **553**:486-494.

35. Miura T, Takahashi RM, Mulligan III FS: **Impact of the use of candidate bacterial mosquito larvicides on some selected aquatic organisms.** *Proceedings and papers of the Fortyninth Annual Conference of the California Mosquito and Vector Control Association, Inc* 1982, **Red Lion Motor Inn**:Redding, California ; 1982.
36. Sáringer G, Szalay-Marzsó L, Tóth S: **Experiences with the use of *Bacillus thuringiensis* subsp. israelensis in Hungary at Lake Balaton.** *Israel Journal of Entomology* 1998, **32**:79-87.
37. Wolfram G, Wenzl P, Jerrentrup H: **A multi-year study following BACI design reveals no short-term impact of Bti on chironomids (Diptera) in a floodplain in Eastern Austria.** *Environmental Monitoring and Assessment* 2018, **190**(12).
38. Theissinger K, Kästel A, Elbrecht V, Makkonen J, Michiels S, Schmidt S, Allgeier S, Leese F, Brühl C: **Using DNA metabarcoding for assessing chironomid diversity and community change in mosquito controlled temporary wetlands.** *MBMG Metabarcoding and Metagenomics* 2018:672-677.
39. Niemi GJ, Hershey AE, Shannon L, Hanowski JM, Lima A, Axler RP, Regal RR: **Ecological effects of mosquito control on zooplankton, insects, and birds.** *Environmental Toxicology and Chemistry* 1999, **18**(3):549-559.
40. Marina CF, Bond JG, Munoz J, Valle J, Novelo-Gutierrez R, Williams T: **Efficacy and non-target impact of spinosad, Bti and temephos larvicides for control of *Anopheles* spp. in an endemic malaria region of southern Mexico.** *Parasites & Vectors* 2014, **7**.
41. Timmermann U, Becker N: **Impact of routine *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) treatment on the availability of flying insects as prey for aerial feeding predators.** *Bulletin of Entomological Research* 2017, **107**(6):705-714.
42. Duguma D, Hall MW, Rugman-Jones P, Stouthamer R, Neufeld JD, Walton WE: **Microbial communities and nutrient dynamics in experimental microcosms are altered after the application of a high dose of Bti.** *Journal of Applied Ecology* 2015, **52**(3):763-773.
43. Tetreau G, Grizard S, Patil CD, Tran F-H, Tran Van V, Stalinski R, Laporte F, Mavingui P, Despres L, Valiente Moro C: **Bacterial microbiota of *Aedes aegypti* mosquito larvae is altered by intoxication with *Bacillus thuringiensis israelensis*.** *Parasites & Vectors* 2018, **11**.
44. Fayolle S, Bertrand C, Logez M, Franquet E: **Does mosquito control by Bti spraying affect the phytoplankton community? A 5-year study in Camargue temporary wetlands (France).** *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* 2015, **51**(3):189-198.
45. Lagadic L, Roucaute M, Caquet T: **Bti sprays do not adversely affect non-target aquatic invertebrates in French Atlantic coastal wetlands.** *Journal of Applied Ecology* 2014, **51**(1):102-113.
46. Caquet T, Roucaute M, Le G, Pierre, Lagadic L: **Effects of repeated field applications of two formulations of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis on non-target saltmarsh invertebrates in Atlantic coastal wetlands.** *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2011, **74**(5):1122-1130.
47. Vinnersten TZP, Lundstrom JO, Schafer ML, Petersson E, Landin J: **A six-year study of insect emergence from temporary flooded wetlands in central Sweden, with and without Bti-based mosquito control.** *Bulletin of Entomological Research* 2010, **100**(6):715-725.
48. Russell TL, Kay BH, Skilleter GA: **Environmental effects of mosquito insecticides on saltmarsh invertebrate fauna.** *Aquatic Biology* 2009, **6**(1-3):77-90.
49. Allgeier S, Kaestel A, Bruehl CA: **Adverse effects of mosquito control using *Bacillus thuringiensis* var. israelensis: Reduced chironomid abundances in mesocosm, semi-field and field studies.** *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2019, **169**:786-796.
50. Receveur JP, Pechal JL, Benbow ME, Donato G, Rainey T, Wallace JR: **Changes in Larval Mosquito Microbiota Reveal Non-target Effects of Insecticide Treatments in Hurricane-Created Habitats.** *Microbial Ecology* 2018, **76**(3):719-728.
51. Xu Y, Chen S, Kaufman MG, Maknojia S, Bagdasarian M, Walker ED: **Bacterial community structure in tree hole habitats of *Ochlerotatus triseriatus*: Influences of larval feeding.** *Journal of the American Mosquito Control Association* 2008, **24**(2):219-227.

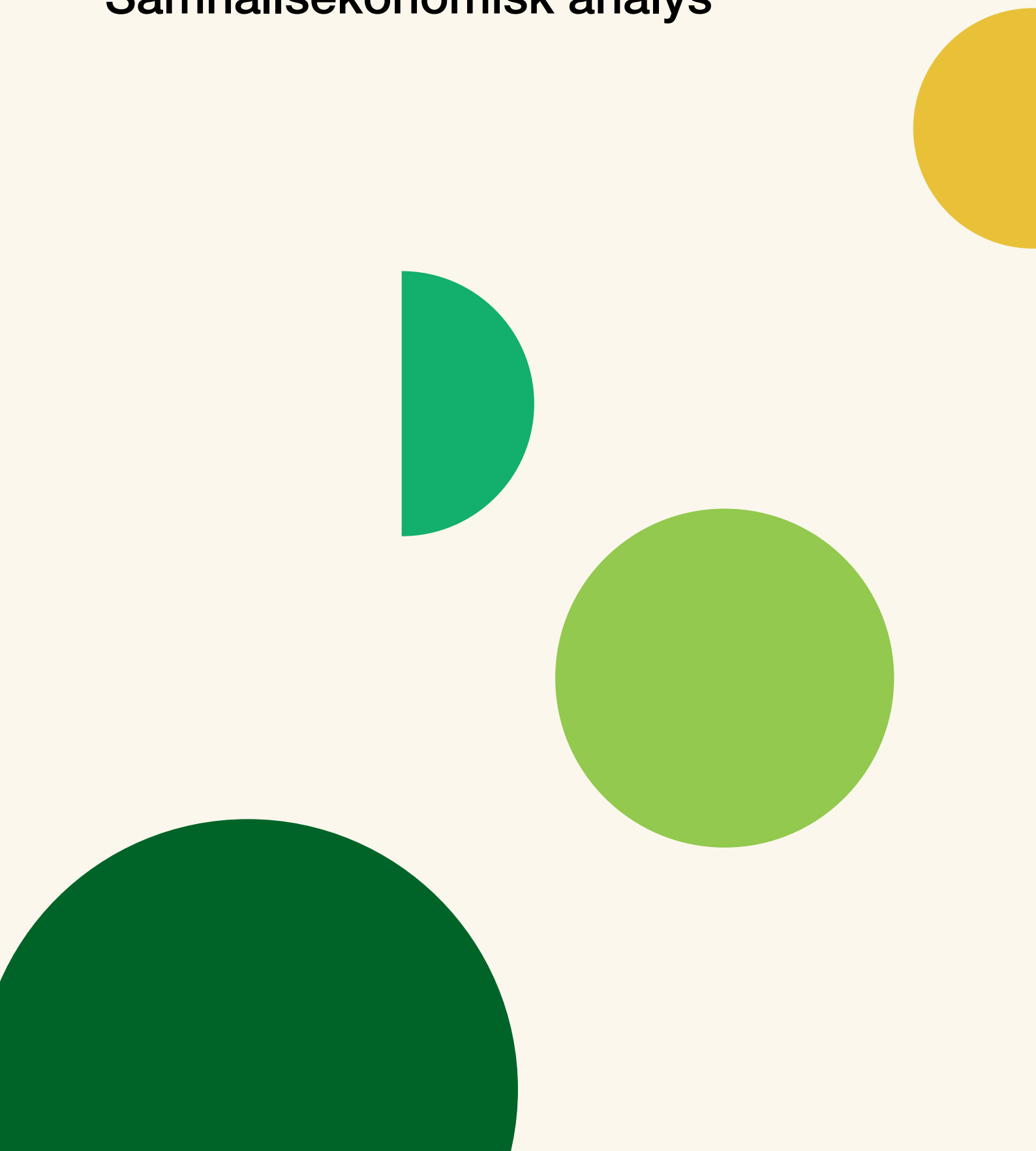
52. Lundstrom JO, Brodin Y, Schafer ML, Vinnersten T'ZP, Ostman O: **High species richness of Chironomidae (Diptera) in temporary flooded wetlands associated with high species turn-over rates.** *Bulletin of Entomological Research* 2010, **100**(4):433-444.
53. Olejnicek J, Maryskova B: **The influence of Bacillus-thuringiensis var israelensis on the mosquito predator Notonecta-glauca.** *Folia Parasitologica* 1986, **33**(3):279-280.
54. Rebollartellez EA, Gorrochoteguiescalante N, Reynanava M, Solissantamaria A: **Effect of Bacillus-thuringiensis var israelensis upon the predatory capacity of Buenoa sp (Hemiptera, Notonectidae) against Culex-piapiens quinquefasciatus (Diptera, Culicidae) larvae.** *Entomological News* 1994, **105**(5):295-298.
55. Gunasekaran K, Doss PSB, Vaidyanathan K: **Laboratory and field evaluation of Teknar HP-D, a biolarvicidal formulation of Bacillus thuringiensis ssp israelensis, against mosquito vectors.** *Acta Tropica* 2004, **92**(2):109-118.
56. Roberts GM: **Salt-marsh Crustaceans, Gammarus-duebeni and Palaemonetes-varians as predators of mosquito larvae and their reaction to Bacillus-thuringiensis subsp israelensis.** *Biocontrol Science and Technology* 1995, **5**(3):379-385.
57. Allgeier S, Friedrich A, Brühl CA: **Mosquito control based on Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) interrupts artificial wetland food chains.** *Science of the Total Environment* 2019, **686**:1173-1184.
58. Su TY, Mulla MS: **Toxicity and effects of microbial mosquito larvicides and larvicidal oil on the development and fecundity of the tadpole shrimp Triops newberryi (Packard) (Notostraca : Triopsidae).** *Journal of Vector Ecology* 2005, **30**(1):107-114.
59. Kimball MR, Williams JF: **The effects on yield of Bti [Bacillus thuringiensis subsp. israelensis] treatment at the flowering stage of rice.** *Proceedings and Papers of the Annual Conference of the California Mosquito and Vector Control Association, Inc; 1989, publ, 57.*
60. Poulin B: **Indirect effects of bioinsecticides on the nontarget fauna: The Camargue experiment calls for future research.** *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 2012, **44**:28-32.
61. Poulin B, Lefebvre G: **Estimation of arthropods available to birds: Effect of trapping technique, prey distribution, and bird diet.** *J Field Ornithol* 1997, **68**(3):426-442.
62. Poulin B, Lefebvre G, Mauchamp A: **Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France.** *Biol Conserv* 2002, **107**(3):315-325.
63. Poulin B, Lefebvre G: **Perturbation and delayed recovery of the reed invertebrate assemblage in Camargue marshes sprayed with Bacillus thuringiensis israelensis.** *Insect Science* 2018, **25**(4):542-548.
64. Bordalo MD, Machado AL, Campos D, Coelho SD, Rodrigues ACM, Lopes I, Pestana JLT: **Responses of benthic macroinvertebrate communities to a Bti-based insecticide in artificial microcosm streams.** *Environmental Pollution* 2021, **282**.
65. Su TY, Mulla MS: **Microbial agents Bacillus thuringiensis ssp israelensis and Bacillus sphaericus suppress eutrophication, enhance water quality, and control mosquitoes in microcosms.** *Environmental Entomology* 1999, **28**(4):761-767.
66. Cyrino Z, Joao A, Dos S, Fernando P, Lopes J: **Control of Culex quinquefasciatus and Cx. saltanensis (Diptera: Culicidae) with Bacillus thuringiensis israelensis in wastewater treatment lagoons.** *Revista Colombiana De Entomologia* 2014, **40**(1):98-103.
67. Maletz S, Wollenweber M, Kubiak K, Mueller A, Schmitz S, Maier D, Hecker M, Hollert H: **Investigation of potential endocrine disrupting effects of mosquito larvicidal Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) formulations.** *Science of the Total Environment* 2015, **536**:729-738.
68. Khawaled K, Ben-Dov E, Zaritsky A, Barak Z: **The fate of Bacillus thuringiensis var. israelensis in B. thuringiensis var. israelensis-killed pupae of Aedes aegypti.** *Journal of invertebrate ...* 1990.
69. Khawaled K, Zaritsky A, Ben-Dov E, Barak Z: **Feeding behavior of Aedes aegypti larvae and fate of Bacillus thuringiensis var. israelensis (B.t.i) in B.t.i.-killed pupae.** *Israel Journal of Entomology; 1989, publ 1989, 23:91-93.*

70. Boisvert M, Boisvert J: **Persistence of toxic activity and recycling of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in cold water: Field experiments using diffusion chambers in a pond.** *Biocontrol Science and Technology* 1999, **9**(4):507-522.
71. Dupont C, Boisvert J: **Persistence of *Bacillus Thuringiensis* Serovar. *Israelensis* Toxic Activity in the Environment and Interaction with Natural Substrates.** *Water, Air and Soil Pollution WAPLAC Vol 29, No 4, p 425-438, August 1986 6 fig, 1 tab, 26 ref* 1986.
72. Hajaj M, Carron A, Deleuze J, Gaven B, Setier-Rio ML, Vigo G, Thiery I, Nielsen-LeRoux C, Lagneau C: **Low persistence of *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* spores in four mosquito biotopes of a salt marsh in southern france.** *Microbial Ecology* 2005, **50**(4):475-487.
73. Tilquin M, Paris M, Reynaud S, Despres L, Ravanel P, Geremia RA, Gury J: **Long Lasting Persistence of *Bacillus thuringiensis* Subsp *israelensis* (Bti) in Mosquito Natural Habitats.** *Plos One* 2008, **3**(10).
74. De Respini S, Demarta A, Patocchi N, Luthy P, Peduzzi R, Tonolla M: **Molecular identification of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to trace its fate after application as a biological insecticide in wetland ecosystems.** *Letters in Applied Microbiology* 2006, **43**(5):495-501.
75. Duchet C, Tetreau G, Marie A, Rey D, Besnard G, Perrin Y, Paris M, David J-P, Lagneau C, Despres L: **Persistence and Recycling of Bioinsecticidal *Bacillus thuringiensis* subsp *israelensis* Spores in Contrasting Environments: Evidence from Field Monitoring and Laboratory Experiments.** *Microbial Ecology* 2014, **67**(3):576-586.
76. Guidi V, Lehner A, Luethy P, Tonolla M: **Dynamics of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Lysinibacillus sphaericus* Spores in Urban Catch Basins after Simultaneous Application against Mosquito Larvae.** *Plos One* 2013, **8**(2).
77. Guidi V, Patocchi N, Luethy P, Tonolla M: **Distribution of *Bacillus thuringiensis* subsp *israelensis* in Soil of a Swiss Wetland Reserve after 22 Years of Mosquito Control.** *Applied and Environmental Microbiology* 2011, **77**(11):3663-3668.
78. Lee HL, Seleena P: **Persistency of *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 in slow-flowing streams with breeding of *Anopheles maculatus*.** *Mosquito Borne Diseases Bulletin* 1993, **10**(2):54-57.
79. Siegel JP, Smith AR, Novak RJ: **Recovery of commercially produced *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* from tires and prevalence of *Bacilli* in artificial and natural containers.** *Journal of the American Mosquito Control Association* 2001, **17**(1):33-41.
80. Tetreau G, Alessi M, Veyrenc S, Perigon S, David J-P, Reynaud S, Despres L: **Fate of *Bacillus thuringiensis* subsp *israelensis* in the Field: Evidence for Spore Recycling and Differential Persistence of Toxins in Leaf Litter.** *Applied and Environmental Microbiology* 2012, **78**(23):8362-8367.
81. Berg MB: **Larval food and feeding behaviour.** In: *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Edited by Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV. Dordrecht: Springer Netherlands; 1995: 136-168.
82. McKie B, Cranston PS: **Colonisation of experimentally immersed wood in south eastern Australia: responses of feeding groups to changes in riparian vegetation.** *Hydrobiologia* 2001, **452**(1):1-14.
83. Tokeshi M: **Species interactions and community structure.** In: *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Edited by Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV. Dordrecht: Springer Netherlands; 1995: 297-335.
84. Carlson PE, McKie BG, Sandin L, Johnson RK: **Strong land-use effects on the dispersal patterns of adult stream insects: implications for transfers of aquatic subsidies to terrestrial consumers.** *Freshwater Biology* 2016, **61**(6):848-861.
85. **Species interactions and community structure.** In: *Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges* Edited by Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV. London: Chapman and Hall; 1995.

-
86. Fukui D, Murakami M, Nakano S, Aoi T: **Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest.** *J Anim Ecol* 2006, **75**(6):1252-1258.
 87. Gerstle V, Manfrin A, Kolbensschlag S, Gerken M, Islam ASMMU, Entling MH, Bundschuh M, Brühl CA: **Benthic macroinvertebrate community shifts based on Bti-induced chironomid reduction also decrease Odonata emergence.** *Environmental Pollution* 2023, **316**:120488.
 88. Kolbensschlag S, Gerstle V, Eberhardt J, Bollinger E, Schulz R, Brühl CA, Bundschuh M: **A temporal perspective on aquatic subsidy: Bti affects emergence of Chironomidae.** *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2023, **250**:114503.
 89. Gerstle V, Solanki P, Manfrin A, Kolbensschlag S, Brühl CA: **Stress Response of European Common Frog (*Rana temporaria*) Tadpoles to Bti Exposure in an Outdoor Pond Mesocosm.** *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 2023, **110**(4):70.
 90. Kolbensschlag S, Bollinger E, Gerstle V, Brühl CA, Entling MH, Schulz R, Bundschuh M: **Impact across ecosystem boundaries – Does Bti application change quality and composition of the diet of riparian spiders?** *Science of The Total Environment* 2023, **873**:162351.

Del 2

Samhällsekonomisk analys



Innehållsförteckning

Sammanfattning	56
1 Introduktion	57
2 Problembeskrivning	57
2.1 Konceptuell modell av problemet	57
2.2 Samhällsekonomisk problembeskrivning	58
2.3 Incitamentsstrukturer	59
2.4 Befintlig förvaltning	60
3 Myggbekämpningen och miljöpolitiska utmaningar	62
3.1 Osäkerheter	62
3.2 Målkonflikter/synergier	62
3.3 Rådighet	62
3.4 Vertikal och horisontell integrering	63
3.5 Acceptans och genomförbarhet	63
4 Kostnads-nyttoanalys	64
4.1 Alternativa åtgärder	64
4.2 Åtgärdsbeskrivning	65
4.3 Kostnader av myggbekämpning med Bti	65
4.4 Negativa effekter av myggbekämpning med Bti	67
4.5 Nyttor av myggbekämpning med Bti	67
4.5.1 Samhällsekonomisk kostnad av en hög myggförekomst	68
4.5.2 Kvalitativa skattningar av nyttan av att minska myggförekomsten	68
4.5.3 Monetära skattningar av nyttan av att minska myggförekomsten	69
4.6 Samhällsekonomisk lönsamhet av myggbekämpning med Bti	71
5 Diskussion	73
6 Referenser	74
Bilaga 1. Marknadsmislyckanden	78
Bilaga 2. Miljöpolitikens utmaningar	80
Bilaga 3. Totalt ekonomiskt värde	85
Bilaga 4. Värderingsmetoder	87

Sammanfattning

Det primära syftet med denna samhällsekonomiska analys är att den ska kunna fungera som underlag vid beslut om myggbekämpning med Bti. En kostnads-nyttoanalys har genomförts för att bedöma om nyttorna överskrider kostnaderna, och om åtgärden därmed är att betrakta som samhällsekonomiskt lönsam under antagandet att effekter av Bti inte leder till några miljöskadestnader.

Som utgångspunkt för analysen har, utöver slutsatserna i den systematiska översikten som rapporteras i del 1, andra tidigare forskningsresultat använts. Det handlar dels om forskningsresultat gällande upplevelser och upppoffringar hos de människor som berörs av myggorna, dels om monetära uppskattningar av nyttan av myggbekämpningen. Därtill har nya skattningar av de samhällsekonomiska kostnader som myggbekämpning med Bti ger upphov till gjorts inom ramen för denna analys.

Tidigare forskningsstudier visar att boende i området runt Nedre Dalälven i hög grad påverkas negativt av den rikliga myggförekomsten. Myggbekämpningens ekonomiska nytta överstiger vida dess kostnader under antagandet att bekämpning med Bti inte genererar några miljöskadestnader. Därmed skulle eventuella miljöskadestnader av Bti behöva vara av betydande storlek för att bekämpningen skulle bli samhällsekonomiskt olönsam (dvs för att kostnaderna skulle överstiga nyttorna). Den systematiska översiktens resultat visar att det finns visst stöd för att bekämpning med Bti påverkar också andra organismer än de stickmyggor som är målet för bekämpningen, framför allt fjädermyggor och kräftdjur. Det går dock inte att fastställa att dessa effekter leder till några betydande miljöskadestnader. Den sammantagna bedömningen, utifrån dagens kunskapsläge, är alltså att myggbekämpning med Bti är samhällsekonomiskt lönsam under antagandet att den påverkan Bti har på andra organismer inte leder till några betydande miljöskadestnader för samhället. Eventuellt kan framtida övervakning och forskning generera ny kunskap som visar att miljöskadestnaderna av Bti trots allt är betydande. Detta skulle i sin tur kunna innebära att myggbekämpning med Bti inte längre är att betrakta som samhällsekonomiskt lönsam.

1 Introduktion

Den samhällsekonomiska analysen tar vid där den systematiska översikten slutar. Samhällsekonomiska analysmetoder erbjuder logiska, strukturerade och systematiska tillvägagångssätt genom vilka allsidiga och transparenta beslutsunderlag för olika miljöpolitiska förslag, rörande exempelvis åtgärder och styrmedel, kan tas fram.

Rapporten är upplagd enligt följande: I avsnitt 2 presenteras en problemanalys vars syfte är att belysa det problem översikten adresserar utifrån ett helhetsperspektiv. I avsnitt 3 diskuteras hur åtgärden myggbekämpning med Bti förhåller sig till olika typer av miljöpolitiska utmaningar. I kapitel 4 presenteras en kostnads-nyttoanalys. Syftet med den är att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten av att bekämpa myggförekomsten i Nedre Dalälven med Bti. Slutligen diskuteras i avsnitt 5 vad denna samhällsekonomiska analys har för betydelse som beslutsunderlag.

2 Problembeskrivning

Syftet med en problembeskrivning är att belysa den frågeställning som forskningssammanställningen adresserar utifrån ett helhetsperspektiv. Först illustreras frågan i form av en händelsekedja som beskriver orsakerna till problematiken med översvämningsmygg, hur det påverkar den mänskliga välfärden, samt vad man i dagsläget gör för att hantera problemet. Därefter ges en samhällsekonomisk problembeskrivning som framför allt fokuserar på eventuella marknadsmisslyckanden kopplat till myggbekämpning med Bti, som eventuellt motiverar någon form av statlig intervention¹ (se Bilaga 1 för beskrivning av olika marknadsmisslyckanden). Även det befintliga förvaltningssystemets utformning beskrivs i detta avsnitt.

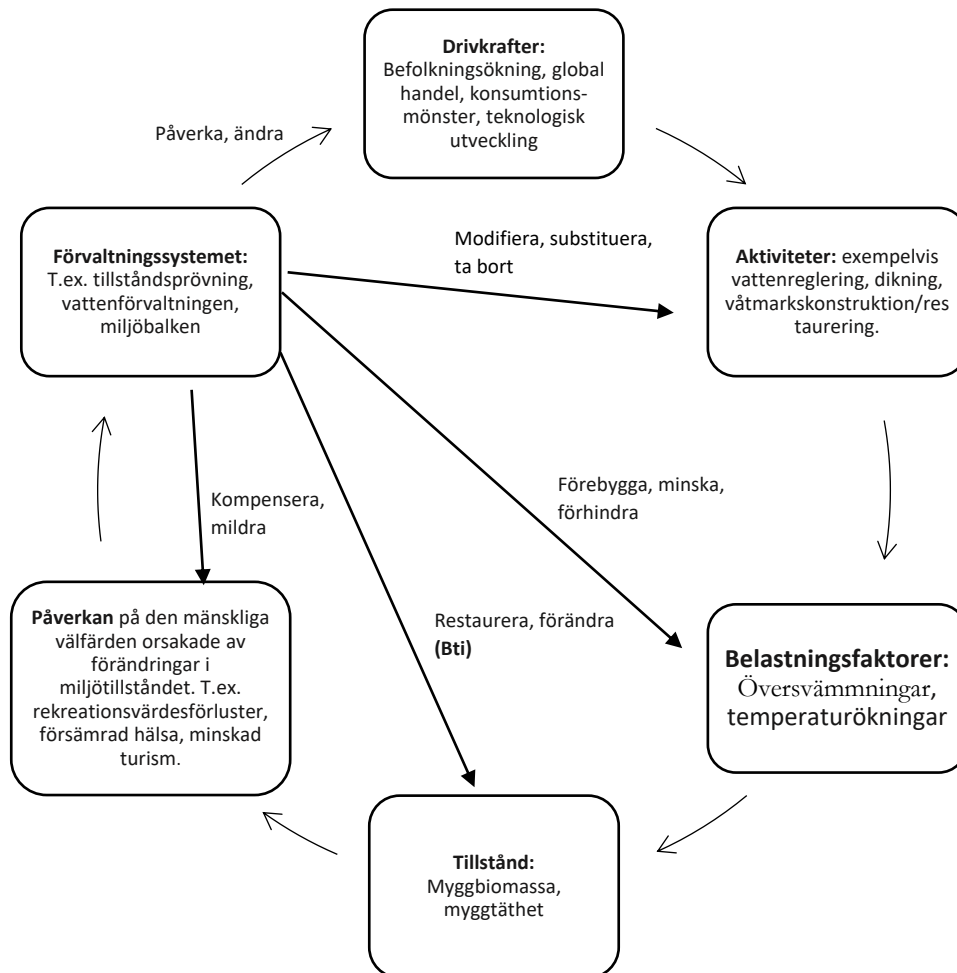
2.1 Konceptuell modell av problemet

Konceptuella modeller är grafiska representationer av orsakssamband. Syftet är att ge en förenklad översikt av komplexa processer (Fischenich, 2008). DAPSIR (Drivers, Activities, Pressures, State, Impact, Response) är ett ramverk som ofta används för att beskriva specifika miljöproblem i form av en konceptuell modell (OECD 1993; Turner et al. 1998; EEA 1999; Cooper et al. 2012; Gregory et al. 2013; Zhou et al. 2015; Scharin et al. 2016; Elliot et al. 2017). Detta ramverk utgår ifrån en händelsekedja bestående av fem steg: drivkrafter, aktiviteter, belastningsfaktorer, tillstånd och påverkan (se Figur 1). Ramverket inkluderar även själva förvaltningssystemet, i form av institutioner, målformuleringar och styrmedel.

Myggbekämpning med Bti är en **åtgärd** som syftar till att förbättra **tillståndet** i miljön (hög myggbiomassa), som är en konsekvens av **belastningsfaktorer** såsom översvämnings. Dessa kan

¹ Interventioner i form av styrmedel och offentliga åtgärder, med syfte att styra mot miljöpolitiska mål, motiveras utifrån ett effektivitetsperspektiv. Det vill säga, dessa styrmedel ska leda till en förbättrad resursallokering vilket innebär att den totala mänskliga välfärden i ett samhälle ökar. Genom att identifiera varför den rådande resursallokeringen inte är optimal kan motiveringar till statlig intervention genom statliga åtgärder och styrmedel erhållas.

i sin tur orsakats av **aktiviteter** som vattenreglering och dikning. **Påverkan** handlar framför allt om de negativa effekter på utomhusvistelse under sommarhalvåret som drabbar boende och besökande i området till följd av myggorna (se Figur 1).



Figur 1. Konceptuell modell (händelsekedja) myggbekämpning som åtgärd, modifierad från Elliott et al. 2017.

Myggbekämpning med Bti sker genom att staten via Naturvårdsverket och länsstyrelserna prövar ansökningar om tillstånd och dispens samt lämnar ekonomiskt bidrag till myggbekämpning.

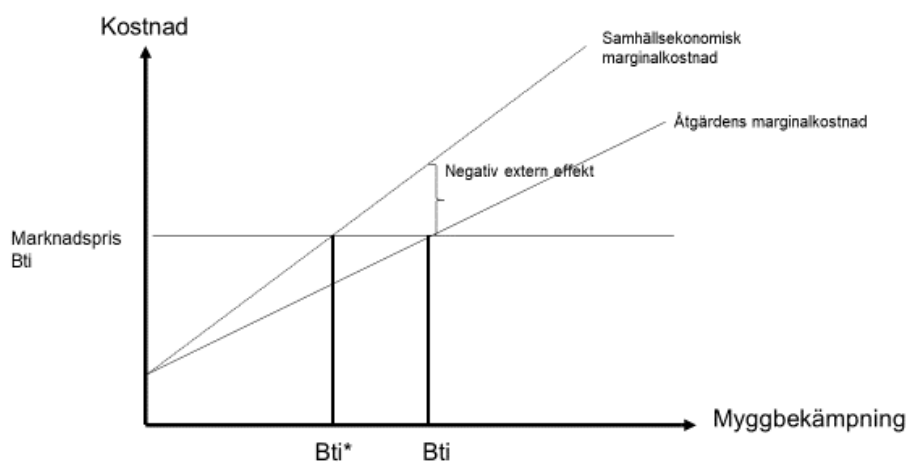
2.2 Samhällsekonomisk problembeskrivning

I detta avsnitt presenteras problemet utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv genom att beskriva de marknadsmisslyckanden inom problemområdet som kan motivera statlig intervention (se Bilaga 1 för beskrivning av olika marknadsmisslyckanden).

Möjliga negativa externa effekter av myggbekämpning med Bti motiverar någon typ av statlig intervention, i form av åtgärd eller styrmedel. Anledningen till att dessa eventuella effekter betraktas som externa beror på att de inte är prissatta på någon marknad och därför är det möjligt

att nivån av myggbekämpning ligger över den samhällsekonomiskt optimala. Som framgår av figuren nedan kommer, i närvaron av eventuella negativa externa effekter, den nivå av myggbekämpning med Bti som sker vara högre än den samhällsekonomiskt optimala nivån (B_{ti}^*).

Myggbekämpningens eventuella påverkan på andra arter än målarten skulle kunna innebära en sådan negativ extern effekt. För detta krävs dock att effekterna leder till försämringar av ekosystemtjänster som är av värde för samhället, det vill säga leder till samhällsekonomiska kostnader (figur 2) eller med andra ord miljöskadestkostnader. Huruvida så är fallet diskuteras vidare i Avsnitt 4.4.



Figur 2. Negativa externa effekter av ökad myggbekämpning.

Den nytta som uppstår på grund av myggbekämpningen kan betraktas som en kollektiv vara eftersom den kännetecknas av icke-exkluderbarhet och icke-rivalitet. Detta betyder att man inte kan förhindra individer att dra nytta av myggfriheten samt att en individs nytta av en myggfri miljö inte påverkar en annan individs möjlighet till samma nytta (bilaga 1). Även detta motiverar en statlig intervention i form av tillstånd och finansiering av myggbekämpning, eftersom marknaden inte lyckas att producera dessa kollektiva varor till den samhällsekonomiskt optimala nivån. Det vill säga utan statlig intervention skulle marknaden själv knappast få till stånd en samhällsekonomiskt optimal myggbekämpning.

2.3 Incitamentsstrukturer

Det är viktigt att förstå vilka incitament, i form av drivkrafter och hinder, som berörda aktörer har i dagsläget för att hantera den ökade myggförekomsten, eftersom det har betydelse för var i händelsekedjan potentiella åtgärder och styrmedel kan vara mest effektiva. Att en viss aktör har incitament till ett visst beteende eller ställningstagande behöver dock inte nödvändigtvis innebära att han eller hon agerar utifrån dessa incitament.

De som huvudsakligen berörs av den rikliga myggförekomsten i Nedre Dalälven är boende, fritidshusägare och turister i området. Aktörer som berörs av själva myggbekämpningen är länsstyrelserna, i viss mån Naturvårdsverket, samt de som genomför åtgärden (Biologisk myggkontroll i Nedre Dalälven Utvecklings AB). I och med att statliga myndigheter är med och finansierar myggbekämpningen berörs i slutändan även skattebetalare.

Hos boende, fritidshusägare och turister finns incitament att vidta åtgärder för att minska det besvär som myggorna medför. Dessa åtgärder innebär kostnader. Kostnaderna kan vara rent monetära, t.ex. köp av myggstift eller myggnet, eller bestå av olika typer av uppoffringar, t.ex. att vistas mindre utomhus. Det bör understrykas att utgifter för sådana åtgärder indikerar en miniminivå för det monetära värde individer sätter på att minska myggförekomsten (bilaga 4) eftersom det inte fångar det totala ekonomiska värdet av minskningen². Denna grupp har starka incitament för att myggbekämpning med Bti bedrivs i området eftersom den anser att alternativa åtgärder för att minska myggförekomsten (till exempel ökad hävd; se avsnitt 4.1) inte har samma potential som Bti (Lindhagen et al. 2015).

Vattenreglering kan påverka förutsättningarna för höga myggförekomster. För vattenreglerare är dock de företagsekonomiska incitamenten att ändra reglering i syfte att minska sannolikheten för riklig myggförekomst svag, eftersom detta kan innebära produktionsbortfall och därmed intäktsförluster.

För staten kan det finnas incitament att finansiera myggbekämpning eftersom det utifrån målet *Levande landsbygd* kan vara motiverat att minska den negativa påverkan myggorna har på boende, besökande och turismsektorn i Nedre Dalälven.

Naturvårdsverket har utifrån sitt uppdrag incitament att försäkra sig om att myggbekämpningen har en minimal påverkan på ekosystemtjänster samt på de skyddade naturområden som berörs. Naturvårdsverkets beslut om tillstånd/dispens innehåller ett antal villkor som måste uppfyllas, till exempel att uppföljning för att upptäcka eventuella negativa effekter ska genomföras.

2.4 Befintlig förvaltning

Myggbekämpning med Bti regleras genom ett antal tillstånds- och dispensförfaranden. Eftersom delar av Nedre dalälvsområdet är skyddsklassade genom Natura 2000 krävs tillstånd från Naturvårdsverket för att använda bekämpningsmedlet där. Eftersom det är förbjudet i Sverige att sprida bekämpningsmedel med flygfartyg krävs även dispens för detta från ansvarig myndighet, vilket sedan 2012 är Naturvårdsverket. Länsstyrelserna är tillsynsmyndighet för de skyddade områdena och kommunerna är tillsynsmyndighet för de icke skyddade områdena där bekämpning utförs.

Staten, Jordbruksverket (via Landsbygdsprogrammet) och ett antal kommuner och regioner i det berörda området finansierar myggbekämpningen, som utförs av Biologisk myggkontroll inom Nedre Dalälvens Utvecklings AB. Från och med år 2023 är det Länsstyrelsen i Örebro län som beslutar om det statliga bidraget. Tidigare har det varit Naturvårdsverket.

² För att fånga en större del av det totala ekonomiska värdet behöver även en monetär skattning göras av värdet på de berörda uppoffringar.

Tillståndshandlingen sker årligen. Detta skapar, förutom återkommande administrativa kostnader, en osäkerhet för såväl dem som berörs av myggförekomsten som för dem som utför bekämpningen, eftersom de inte kan vara säkra på att tillstånd ska ges. Å andra sidan innebär den årliga tillståndshandlingen att eventuella negativa effekter av myggbekämpningen skulle kunna adresseras skyndsamt vid upptäckt. Detta under förutsättning att miljöövervakning av eventuella effekter sker kontinuerligt.

3 Myggbekämpningen och miljöpolitiska utmaningar

I detta avsnitt analyseras hur åtgärden myggbekämpning med Bti förhåller sig till följande fem utmaningar: (i) osäkerheter och risker, (ii) målkonflikter, (iii) brist på nationell rådighet, (iv) vertikal och horisontell integrering, (v) trovärdighet och acceptans (se Bilaga 2 för en fördjupad beskrivning av dessa utmaningar).

3.1 Osäkerheter

Det föreligger vissa osäkerheter kring vilken effekt Bti har på andra organismgrupper än målorganismgruppen, dvs. stickmygg. Det rör sig alltså om en osäkerhet i utfallet av myggbekämpning med Bti. Själva syftet med den genomförda översikten var att minska denna osäkerhet.

Det finns också osäkerheter kopplat till hur stora nyttorna av åtgärden är, eftersom de utgörs av flera olika typer av ekonomiska värden (se bilaga 3 och 4). Resultaten från nedan beskrivna nyttovärderingsstudier är också de behäftade med stor osäkerhet, vilket dock till viss del fångas upp av att värdet anges som ett intervall.

3.2 Målkonflikter/synergier

Målkonflikter uppstår då uppfyllandet av ett mål innebär försämrade förutsättningar att uppnå andra miljö- eller samhällsmål. Målkonflikter kan även orsakas av att specifika åtgärder eller styrmedel i sig leder till en negativ effekt på andra miljö- och samhällsmål än det avsedda. I det senare fallet kan sådana målkonflikter leda till implementeringen av alternativa åtgärder och styrmedel, som inte orsakar målkonflikter. Om inte detta är möjligt (eller önskvärt) är det nödvändigt att göra någon form av prioritering mellan olika miljö- och samhällsmål i beslut rörande åtgärder och styrmedel.

Myggbekämpning med Bti kan innebära en målkonflikt eftersom den gynnar samhällsmålet *En levande landsbygd* men möjligtvis motverkar miljömålet *Ett rikt växt- och djurliv*, ifall Bti orsakar negativa effekter på ekosystemet. Bti har enligt Kemikalieinspektionen (2022) fördelar i jämförelse med andra bekämpningsmedel i det att det är selektivt giftigt och att de fyra olika toxiner som är involverade gör att myggorna inte kan bygga upp resistens mot medlet. Enligt Kemi innebär detta att Bti inte har någon negativ påverkan på miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö*.

3.3 Rådighet

Med nationell rådighet menas att man inom svensk förvaltning kan besluta om styrmedel och åtgärder samt avsätta resurser för att undanröja de hinder som finns för att ett visst miljö kvalitetsmål ska kunna nås (Naturvårdsverket 2012). Rådigheten beror på såväl det system som ska förvaltas (t.ex. klimatet, haven, skogen) som på själva förvaltningssystemet (t.ex. Svenska miljö målssystemet, Miljöbalken).

Vad gäller myggbekämpning med Bti har Sverige stor nationell rådighet. Detta eftersom det är ett lokalt problem som bekämpas lokalt. Det behövs därmed inga åtgärder utanför nationens gränser för att hantera problemet, även om man i valet av bekämpningsmedel kan behöva förhålla sig till EU-lagstiftning och EU-direktiv (t.ex. Reach³).

Det kan också finnas aspekter av förvaltningssystemet som påverkar den nationella rådigheten över valet av styrmedel. Till exempel kan olika EU-lagar och -direktiv påverka vilka styrmedel som kan användas för myggbekämpning (t.ex statsstödsregler, Vattendirektivet).

Vad gäller ökade förekomster av översvämningar (vilket kan leda till ökad myggförekomst i området) orsakade av klimatförändringar har Sverige som nation begränsad rådighet eftersom det är ett globalt problem som kräver globala åtgärder.

3.4 Vertikal och horisontell integrering

Ifall det skulle vara så att bekämpning med Bti har negativa effekter på andra arter än översvämningsmygg kan det finnas ett behov för horisontell integrering av förvaltningssystemen för myggbekämpning respektive andra miljömål (t.ex. *Giftpri miljö* samt *Ett rikt växt-och djurliv*). Eftersom forskningsresultatet inte ger stöd för några tydliga effekter på ekosystemens funktion, struktur eller processer finns det inte i dagsläget något behov av horisontell integrering utöver den hänsyn som måste tas till de områdesskydd enligt miljöbalken som berörs av myggbekämpningen.

För att uppnå en fungerande vertikal integrering måste myggbekämpning ta hänsyn till nationella regelverk, EU-lagstiftning och -direktiv samt internationella avtal och överenskommelser.

3.5 Acceptans och genomförbarhet

Ett förvaltningssystem som upplevs trovärdigt leder generellt till att acceptansen för de olika typer av åtgärder och styrmedel som systemet omfattar ökar. Detta, i sin tur, underlättar genomförandet av de åtgärder och styrmedel som krävs för att uppnå de satta miljömålen.

Att de myndigheter som är involverade i myggbekämpningen (Naturvårdsverket, Kemi, Länsstyrelser) uppfattas som oberoende och vetenskapligt förankrade bör bidra till att stärka trovärdigheten. Att förvaltningssystemet tar den systematiska översikt som presenteras i del 1 i denna rapport i beaktande kan förhoppningsvis gynna trovärdigheten och därmed acceptansen för myggbekämpning med Bti.

Att involvera olika intressenter - så som boende, turismsektorn och miljöorganisationer - stärker även det acceptansen och underlättar därigenom genomförandet. Det kan handla om att involvera intressenter i diskussioner kring myggsituationen och myggbekämpningen. Det kan också handla om att intressenter får bidra vid uppföljningen av myggbekämpningen. Studier har visat att acceptansen för myggbekämpning med Bti är stor bland befolkningen i Nedre Dalälven (Soutukorva 2013; Lindhagen 2015).

³ Reach är en EU-förordning (Kemikalieregistreringsförordningen, (EG) nr 1907/2006) som innehåller regler om registrering, utvärdering, tillstånd och begränsningar av kemiska ämnen. Reach innehåller också krav på användare av kemikalier och regler om information som producenter måste förse sina kunder med. För att få släppa ut kemiska produkter och varor på marknaden måste dessa regler följas.

4 Kostnads-nyttoanalys

I detta avsnitt genomförs en kostnad-nyttoanalys. Syftet är att bedöma hur nyttorna av myggbekämpning med Bti förhåller sig till kostnaderna. Därmed kan frågan besvaras om huruvida bekämpningen är samhällsekonomiska lönsam, det vill säga om nyttorna överstiger kostnaderna.

Inledningsvis beskrivs alternativa åtgärder som antingen minskar myggförekomsten eller dess påverkan på mänsklig välfärd. Därefter beskrivs kortfattat själva åtgärden (Bti), följt av en beräkning av dess kostnader i monetära termer och en beskrivning av dess negativa sidoeffekter. Därefter redovisas de nyttor som en minskad myggförekomst för med sig. Slutligen förs en diskussion om myggbekämpningens samhällsekonomiska lönsamhet, samt hur stora eventuella miljökadestkostnaderna av Bti (till följd av negativa sidoeffekter) skulle behöva vara för att den samhällsekonomiska lönsamheten skulle påverkas.

4.1 Alternativa åtgärder

Det finns alternativa åtgärder för att begränsa myggförekomsten. Tidigare hölls älvdalarna öppna genom hävd, det vill säga slåtter eller bete, men förändrade jordbruksmetoder har gjort att stora delar av det öppna landskapet har vuxit igen. Även diken har vuxit igen, och marken har därigenom försumpats. Detta har gynnat översvämningsmyggen. Enligt Wengström och Östman (2013) kan hävd av gräsmarker minska mängden mygglarver med upp till 70 procent. Deras resultat indikerar att åtgärden ger störst effekt på mygglarproduktionen under översvämningar i samband med vårflod och sommarregn.

För Nedre Dalälven bedöms ökad hävd dock inte vara tillräckligt effektivt för att uppnå reduceringsmålet. Åtgärden är även behäftad med samhällsekonomiska kostnader då det inte anses realistiskt att den skulle kunna vara självfinansierande genom försäljning av ängshö och närproducerat kött (Riksdagen 2022). Detta innebär att det skulle krävas statliga subventioner för att skapa incitament för åtgärden. Dessa kan visserligen vara samhällsekonomiskt motiverade eftersom åtgärden genererar en positiv extern effekt i form av minskad myggförekomst. Den kan dock även behöva motiveras utifrån ett kostnadseffektivitetsperspektiv, det vill säga att det utgör en åtgärd som uppnår det satta målet till lägst möjliga samhällsekonomiska kostnad.

En annan möjlig alternativ åtgärd för att minska förekomsten av översvämningsmygg är en förändrad vattenreglering i syfte att minska risken för översvämningar (Connelly & Carlson 2009; Nilsson & Malm-Renöfält 2009; Lindhagen et al. 2015).

Som alternativ till åtgärder riktade mot myggförekomsten kan de som bor eller vistas i området vidta åtgärder för att minska den negativa påverkan myggförekomsten har. Det kan till exempel handla om att använda myggnät eller myggstift, eller helt enkelt att vistas mindre utomhus. Intervjuer med berörda i området indikerar att man anser att alternativa åtgärder till myggbekämpning med Bti har begränsade effekter (Lindhagen et al. 2015). Dessa alternativa åtgärder bedöms därför inte vara tillräckliga för att uppnå lika stor nytta som myggbekämpning med Bti, och bör kanske snarast betraktas som kompletterande åtgärder till denna.

4.2 Åtgärdsbeskrivning

Bti är ett biologiskt bekämpningsmedel som minskar myggbeståndet genom att döda mygglarverna. Fördelen med Bti är att det är selektivt giftigt. Dessutom försvårar dess specifika verkningsmekanism en utveckling av resistent bestånd mot medlet (Kemikalieinspektion 2022). Spridning med Bti kan reducera mygglarvbeståndet med 95–99 procent (Schäfer & Lundström 2014). Det är dock av största vikt att spridningen sker vid rätt tidpunkt under mygglarvernas utveckling. Spridningen av Bti i Nedre Dalälven sker med helikopter.

Åtgärden beskrivs mer utförligt i rapportens första del (avsnitt 1 Bakgrund).

4.3 Kostnader av myggbekämpning med Bti

I denna analys används marknadspriserna som en uppskattning av de samhällsekonomiska kostnaderna. Det kan innebära under- eller överskattningar⁴ beroende på om det finns marknadsmisslyckanden, såsom negativa eller positiva externa effekter, som inte har internaliserats i marknadspriset⁵. En korrigerings för sådana diskrepanser mellan marknadspriser och samhällsekonomiska kostnader är möjlig med tillräckligt transparent underlag, men har inte bedömts motiverat i denna analys eftersom skillnaden mellan nyttor och kostnader har visat sig vara så pass betydande att det inte påverkat bedömningen av bekämpningens samhällsekonomiska lönsamhet.

Kostnaderna för myggbekämpning med Bti kan delas upp i rörliga och fasta kostnader. Rörliga kostnader är sådana som är kopplade till den aktuella produktionsnivån av mygg och hur mycket bekämpning som därmed behövs. Exempel på sådana är kostnader för själva bekämpningsmedlet (Bti), helikopterspridning, personal och bränsle. Fasta kostnader, däremot, påverkas inte av produktionsnivån. Exempel på sådana är kostnader för utrustning och lokaler. Dessutom tillkommer kostnader för uppföljning och utvärdering av bekämpningens effekter på myggbeståndet samt eventuella sidoeffekter på andra arter än målgruppen (stickmyggor).

Som framgår av Tabell 1 dominerar de rörliga kostnaderna av denna åtgärd, och då främst kostnaderna för själva bekämpningsmedlet (Bti), spridningen av detta med helikopter samt personal.

Egenkontrollprogrammet, vars kostnader framgår i tabell 1, ingår som villkor i tillståndsbeslutet från Naturvårdsverket och har utformats av forskare vid SLU Vatten. Syftet med egenkontroll är att bedöma ifall det uppstår några negativa effekter av myggbekämpningen på andra insekter än målarten. Egenkontroll inriktar sig främst på att bedöma effekten på fjädermyggor eftersom dessa är mest känsliga för Bti.

⁴ Om exempelvis helikoptern inte efterfrågas för alternativ användning är alternativkostnaden (och därmed den samhällsekonomiska kostnaden) noll även om den företagsekonomiska kostnaden (leasingpriset) inte är det. Bränslet som behövs för spridningen utgör såklart en kostnad.

⁵ Alternativt om prisuppgifterna inkluderar rena transfereringar såsom moms, vilket inte utgör en samhällsekonomisk kostnad utan är en transferering av resurser från hushållen till staten.

Tabell 1. Kostnader Bti-bekämpning i Nedre Dalälven (Heimersson och Lundström 2022).

Kostnadspost	Genomsnitt (2017–2021)
Bti	3 234 000
Helikopter/spridning	1 776 000
Personalkostnader	4 620 000
Lager & boende	1 120 000
Bilar, Resor, Transporter av Bti	294 000
Egenkontroll	120 000
Annonsering	45 000
Konsulter juridik	183 000
Totalkostnad per år	10 194 000

Den totala årliga kostnaden för myggbekämpning med Bti uppgår till ca 10.2 miljoner kronor per år (Tabell 1). Kostnaderna kan dock variera från år till år. Det beror dels på att det kan krävas mer spridning vissa år än andra, på grund av att myggbeståndet varierar. Dessutom varierar marknadspriserna av till exempel bränsle.

Utöver de kostnader som redovisas i Tabell 1 tillkommer kostnader för investeringar som gjordes före den aktuella perioden 2017–2021. Det handlar till exempel om inköp av bilar, möbler till laboratorium, stereoluppar, frysar, samt laserskanning av hela Nedre Dalälven (Heimersson & Lundström 2022). Investeringskostnader behöver slås ut över föremålens tekniska livslängd samt diskonteras för att kunna uttryckas i årliga kostnader jämförbara med de andra kostnaderna i tabellen ovan. Att investeringskostnaderna inte är inkluderade ovan innebär att den skattade summan understiger de faktiska åtgärdskostnaderna. Investeringskostnaderna bedöms dock utgöra en marginell andel av de totala kostnaderna (som domineras av kostnader för Bti, helikopterspridning, bränsle samt personal).

Det kan även förekomma administrativa kostnader hos berörda myndigheter kopplat till finansieringen av myggbekämpningen, som inte fångas i tabellen ovan. Dessa kan dock antas vara relativt marginella i förhållande till åtgärdskostnaderna⁶.

⁶ Administrationskostnaderna är förknippade med att införa och upprätthålla finansieringen till myggbekämpningen och utgör därmed inte en åtgärdskostnad.

4.4 Negativa effekter av myggbekämpning med Bti

Den systematiska översikten som redovisas i del 1 av denna rapport indikerar att myggbekämpning med Bti kan leda till negativa effekter på fjädermyggor och kräftdjur i form av lägre individrikedom. Översikten kunde konstatera att samstämmigheten mellan olika studier är låg för de flesta av de undersökta utfallen. Det indikerar att effekterna ofta är kontextberoende. Översikten kunde dock inte identifiera några specifika ekosystemegenskaper eller andra faktorer som påverkar vilka effekter som uppstår eller hur stora de blir, och kunde därför inte dra några slutsatser kring det.

Det finns inget vetenskapligt underlag för att bedöma hur de negativa effekterna på fjädermyggor och kräftdjur i sin tur påverkar människors välfärd. Detta innebär att det inte finns belägg för att dessa bieffekter utgör ett marknadsmisslyckande i form av negativa externa effekter. För detta krävs att effekterna på fjädermyggor och kräftdjur i förlängningen ska påverka den mänskliga välfärden negativt, och därigenom generera samhällsekonomiska kostnader.

Eftersom effekten på fjädermyggor och kräftdjur inte kan kopplas till någon för samhället värderad nytta är det inte möjligt att skatta någon samhällsekonomisk miljöskadekostnad av bekämpningen med Bti. Men det betyder inte att man kan utesluta en sådan kostnad. Sammanfattningsvis går det inte att med säkerhet bedöma ifall det vore samhällsekonomiskt motiverat att upphöra med myggbekämpning med Bti på grund av negativa sidoeffekter. Man bör alltså ta hänsyn till att det råder kunskapsbrist kring hur myggbekämpning med Bti påverkar ekosystemen.

Det är därför viktigt att ta hänsyn till sådana potentiella kostnader i en samhällsekonomisk bedömning som denna. Detta kan vara av betydelse om man misstänker icke-linjära samband mellan Bti-bekämpning och miljö tillstånd (s.k. tröskeleffekter). Det kan röra sig om risker för regimskiften eller om man misstänker att det finns viktiga funktioner/processer som man i dagsläget inte förstår vikten av men som kan vara värdefull att skydda för att undvika framtida miljöskadekostnader. Inom miljöekonomin brukar dessa värden benämnas kvasioptionsvärden (se Bilaga 3).

Eftersom det finns en risk för negativa externa effekter av myggbekämpning med Bti är det av stor vikt att ansvarig myndighet (Länsstyrelsen i skyddade områden, kommuner i övriga områden) lägger resurser på övervakning och uppföljning. Ny kunskap kring negativa effekter av Bti kan leda till bedömningen att det behövs åtgärder och styrmedel för att hantera dessa. Sådan kunskap skulle till och med kunna innebära att myggbekämpningen är att betrakta som samhällsekonomiskt olönsam.

Spridningen av Bti med helikopter kan av vissa upplevas som störande och utgör därmed en samhällsekonomisk kostnad som behöver beaktas (Lindhagen et al. 2015). Eftersom inga värderingsstudier genomförts för att skatta dessa kostnader finns dock inget monetärt värde att inkludera i denna kostnadsanalys.

4.5 Nyttor av myggbekämpning med Bti

Nyttan av att minska myggförekomsten genom bekämpning med Bti utgörs av en minskning av de samhällsekonomiska kostnader som den höga myggförekomsten orsakar. Dessa kostnader kan

bestå av minskade användarvärden, icke-användarvärden samt optionsvärden (se Bilaga 3 för utförligare beskrivning av dessa värden).

Detta avsnitt baseras i stor utsträckning på värderingsstudier genomförda av Nordström (2012), Soutukorva et al. (2013) samt Lindhagen et al. (2015).

4.5.1 Samhällsekonomisk kostnad av en hög myggförekomst

Soutukorva et al. (2013) delar upp effekterna av myggförekomsten i:

- Hälsorelaterade effekter: spridning av virus samt minskad livskvalitet.
- Icke-hälsorelaterade effekter: försämrade rekreationssupplevelser, minskad produktivitet på arbetsplatser samt minskad livskvalitet som inte är hälsorelaterad (t.ex. fallande fastighetspriser).

Ovanstående effekter kan uttryckas i form av effekter på användarvärden, icke användarvärden samt i viss grad optionsvärden.

I en studie av Nordström (2010) framkommer att de boende i Nedre Dalälven drabbades hårt under 2009, vilket var ett år med hög myggförekomst. Graden av exponering visade sig i studien vara av stor betydelse för upplevd nivå av ångest, depression och livstillfredsställelse. Detta indikerar enligt författaren att det är minskningar av icke-hälsorelaterade effekter som utgör merparten av den nytta som myggbekämpningen genererar. Lundström et al. (2009) noterar dock att myggburna virus sannolikt kommer att öka i nordeuropeiska länder i framtiden, vilket kan innebära en ökning av hälsorelaterade kostnader⁷.

4.5.2 Kvalitativa skattningar av nyttan av att minska myggförekomsten

Lindhagen et al. (2015) genomförde kvantitativa och kvalitativa skattningar av värdet av minskad myggförekomst. De två huvudsakliga frågorna som författarna ville besvara var:

- Hur påverkas friluftsliv, utomhusidrott och naturturism av översvämningsmyggor i Nedre Dalälvsområdet?
- Hur påverkas friluftsliv, utomhusidrott och naturturism av bekämpning av översvämningsmyggor i Nedre Dalälvsområdet?

Studien fokuserade i hög grad på de uppoffringar som boende i området måste göra för att minska besvären av myggförekomsten, i form av till exempel mindre utomhusvistelse eller resor till andra områden för utomhusaktiviteter. Även frågor kring vad de boende ansåg om riskerna med myggbekämpning med Bti ingick i studien. Dessa enkäter fångar huvudsakligen användarvärdena, och inte existens- eller optionsvärdena, av en minskad myggförekomst i Nedre Dalälven (se Bilaga 3).

Forskningsfrågorna besvarades genom intervjuer med intressenter inom friluftsliv, naturturism och utomhusidrott vid Nedre Dalälven, en telefonintervjuundersökning med sammanlagt 401 respondenter i de kommuner kring Nedre Dalälven där myggbekämpning skett 2015, samt genom

⁷ Något som även lyfts av Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA 2022).

att arrangera en workshop med lokala intressenter. Syftet med workshopen var att öka förståelsen för hur översvämningsmyggor och bekämpningen av dessa påverkar friluftsliv, naturturism och utomhusidrott.

I telefonintervjuundersökningen delade man upp svaren utifrån boende i det inre (mer drabbat av hög myggförekomst) eller yttre området (mindre drabbat), en uppdelning som visade sig ha betydelse för flertalet av svaren.

Baserade på sina resultat kom Lindhagen et al. (2015) fram till följande slutsatser:

- I stort sett samtliga utomhusaktiviteter samt all naturturism påverkas kraftigt negativt när förekomsten av översvämningsmyggor blir stor.
- Översvämningsmyggen måste begränsas på något sätt för att kunna bedriva fritidsaktiviteter under de år det med dagens vattenregleringar blir översvämningsår.
- Bland merparten av de som bor i det inre området är förtroendet störst för den mest beprövade metoden (dvs. bekämpning med Bti från helikopter). Detta förklarar författarna med att metoden upplevs ge den avsedda effekten vad gäller att minska förekomsten av översvämningsmygg.
- Rörande alternativa åtgärder för att minska förekomsten av översvämningsmygg anser respondenterna att en reglering av vattenflödena så att man slipper översvämningsår de tider då översvämningsmyggans larver växer till kan hjälpa. Respondenterna är dock mer skeptiska till ifall detta verkligen är genomförbart och många anser att en sådan åtgärd ändå skulle behöva kompletteras med myggbekämpning med Bti.
- Bland de respondenter som lever i de yttre områdena (men i viss grad även bland några i det inre området) finns en viss oro för att bekämpning med Bti kan leda till negativa effekter på framför allt naturmiljön samt att det på längre sikt kan vara skadligt för människor. Författarna anser att denna oro troligen till viss del beror på okunskap samt dålig kännedom om de undersökningar som gjorts kring riskerna med Bti.⁸

Lindhagen et al. (2015) konstaterar att deras resultat liknar de resultat som Nordström (2010) och Soutokorva et al. (2013) erhållit i sina studier av fokusgrupper respektive intervjuer av näringsidkare i turistbranschen. Detta indikerar att resultaten kan anses vara robusta.

Sammanfattningsvis visar dessa studier att invånare och besökare i Nedre Dalälven påverkas negativt av en hög myggförekomst och att myggbekämpningen med Bti minskar dessa negativa effekter markant och därmed genererar en välfärdsnytta för samhället.

4.5.3 Monetära skattningar av nyttan av att minska myggförekomsten

Ingen ny monetär värdering har gjorts inom ramen för denna analys eftersom det redan genomförts sådana som bedömts vara tillförlitliga. Nedanstående värderingsresultat kommer från Soutokorva et al. 2013.

Det finns en mängd olika metoder för att monetärt värdera den ekonomiska nytta som kan kopplas till minskad myggförekomst (se Bilaga 4). Förutom att helt enkelt be individer att uppge sin

⁸ Detta utgör ett starkt argument till den genomförda forskningssammanställningen.

betalningsvilja för en minskad myggförekomst (scenariovärderingsmetoden) kan värdet skattas indirekt genom att utgå ifrån den offentliga sektorns utgifter för åtgärder som minskar förekomsten av mygg, eller hushållens utgifter för åtgärder som minskar myggorsakade besvär (t.ex. inköp av myggbekämpningsmedel och myggnät). Dessa utgifter bör dock betraktas som ett minimiskattning av det totala ekonomiska värdet av att minska myggförekomsten, eftersom de inte till fullo fångar själva värdet av denna minskning, utan baseras på åtgärdskostnader (se Bilaga 3).

Soutukorva et al. (2013) genomförde en skattning av vilka samhällsekonomiska kostnader den rikliga myggförekomsten vid Nedre Dalälven orsakar. Eftersom syftet med myggbekämpningen är att minska dessa kostnader kan de användas som en approximation av myggbekämpningens nytta. Studien använde sig av tre olika metoder för att värdera de kostnader som myggen orsakade i området. En betalningsviljestudie genomfördes för att bedöma hur de boende i området värderar en kraftig minskning av översvämningsmygg. Man utförde även en tidsseriestudie för att analysera hur turismen utvecklats i området under ett antal år, och vilka ekonomiska effekter myggförekomsten kan ha haft på denna sektor. Dessutom intervjuades representanter från turistnäringen i syfte att få en fördjupad förståelse för deras syn på problemet. Slutligen utfördes en detaljerad litteraturgenomgång över hur samhällsekonomiska kostnader orsakade av mygg analyserats i andra delar av världen.

Soutukorva et al. (2013) använde sig av scenariovärderingsmetoden (se Bilaga 4) i form av en betalningsviljestudie eftersom de ansåg att det totala ekonomiska värdet troligtvis utgörs av såväl användarvärden (t.ex. rekreation) som icke-användarvärden (t.ex. existensvärden). Fördelen med scenariometoden är att den kan fånga båda dessa värden, och därför ger den en mer komplett bild av värdet av en miljöförändring än övriga metoder.⁹ Metoden är därför extra lämplig i de fall man bedömer att det kan förekomma betydande existensvärden. Nackdelen med metoden ligger i att respondenterna ska besvara en hypotetisk fråga vilket kan skapa incitament att inte svara helt sanningsenligt.

Värderingsstudien kom fram till att den totala betalningsviljan för att minska förekomsten av översvämningsmygg i Nedre Dalälven ligger mellan 252 och 481 miljoner kr per år (2013 års prisnivå)¹⁰. Detta kan tolkas som att den samhällsekonomiska kostnaden av myggförekomsten om man inte bekämpar är högre än acceptabelt. Studien kom även fram till att denna kostnad till stor del utgörs av icke-realiserade så kallade existensvärden. Exempel på existensvärden kan vara att människor är villiga att betala för att minska de besvär som myggen idag orsakar andra (altruistiskt värde) eller framtida generationer (arvsvärde, se Bilaga 3). Närvaron av existensvärden förklaras enligt studien av att boende samt fritidshusägare vid Nedre Dalälven och de angränsande länen uppger att en stor anledning till att de värderar en minskning av översvämningsmygg är att framtida generationer ska kunna dra nytta av resultatet, det vill säga arvsvärde. Det kan också förekomma så kallade optionsvärden som fångar värdet av att människor vill ha möjlighet att i framtiden besöka området och därför redan nu sätter ett värde på att myggförekomsten i Nedre Dalälven minskar.

⁹ Ifall en marknadsvärderingsmetod valts i stället hade existensvärden inte fångats upp eftersom denna typ av metoder endast förmår skatta användarvärden, dvs. värden som baseras på en direkt användning av miljön.

¹⁰ Omräknat till dagens penningvärde rör det sig om mellan 273 och 527 miljoner kronor per år. <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/prisomraknaren/>

I övrigt indikerar resultaten från studiens olika värderingsmetoder att så kallade direkta ekonomiska användarvärden (t.ex. fastighetsvärden och turismrelaterade inkomster) är av mindre vikt än en minskning av de allmänna besvär som myggen orsakar (Soutukorva et al. 2013). I sin rapport hänvisar Soutukorva et al. (2013) även till en studie av Dickinson och Paskewitz (2012) i vilken de försöker separera värden av hälso- och icke-hälsorelaterade effekter. Resultatet av studien indikerar att värdet för minskade myggbesvär är större än värdet för de hälsorelaterade effekterna.

Sammanfattningsvis kommer Soutukorva et al. (2013) fram till att den samhällsekonomiska kostnaden av att myggförekomsten är högre än acceptabelt i Nedre Dalälven uppgår till hundratals miljoner kronor per år. Författarna finner utifrån sina resultat att en stor del av denna kostnad utgörs av icke-realiserade existensvärden.

4.6 Samhällsekonomisk lönsamhet av myggbekämpning med Bti

Genom att jämföra myggbekämpningens kostnader med värdet av dess nyttor kan den samhällsekonomiska lönsamheten av åtgärden bedömas. Soutukorva et al. (2013) uppskattade att värdet av nyttorna ligger mellan 273 och 527 miljoner SEK per år i dagens penningvärde. Åtgärdskostnaderna ligger, enligt beräkningar ovan, på drygt 10 miljoner kronor per år. Det innebär att myggbekämpningen genererar en samhällsekonomisk välfärdsvinst inom intervallet 263 till 517 miljoner kronor per år.¹¹ Då nyttan överstiger kostnaderna så pass mycket är det inte motiverat att genomföra någon känslighetsanalys med avseende på de underliggande antagandena, något som kanske varit befogat ifall skillnaden hade varit marginell.

Som Soutukorva et al. (2013) understryker bör man i tolkningen av resultatet från de olika värderingsstudierna beakta osäkerheten gällande i vilken grad myggbekämpningen faktiskt leder till de förbättringar som beskrivs för de tillfrågade. Om myggbekämpning inte uppnår de hypotetiska förbättringar som beskrivits i värderingsstudierna innebär det en överskattning av nyttan, vilket påverkar den samhällsekonomiska lönsamhetskalkylen.

Eventuella i dag okända negativa miljöskadestudier av myggbekämpning med Bti kan innebära att en individs betalningsvilja för myggbekämpning överskattas, eftersom dessa inte kunde beaktas i betalningsviljestudien¹². Den systematiska översikten som redovisas i del 1 av denna rapport bidrar till att ge en bild av i vilken grad myggbekämpning med Bti påverkar miljön, även om det i framtiden kan visa sig att det finns effekter som man i dagsläget inte känner till.

Kunskapsbristen kring möjliga negativa effekter av Bti behöver fortsättningsvis tas i beaktande. I nuläget kan det inte anses samhällsekonomiskt motiverat att införa någon typ av intervention, i form av åtgärd eller styrmedel, för att hantera eventuell negativa effekter av bekämpningen med Bti. Det kan dock inte uteslutas att framtida forskning finner negativa externa effekter av Bti som inte identifierats av den forskning som finns tillgänglig i dagsläget, och som ingår i forskningssammanställningen. Utifrån försiktighetsprincipen är det därför viktigt att myndigheter och forskare följer upp och övervakar miljötillstånden i de områden där Bti använts, för att försäkra sig om att eventuella oönskade effekter av Bti upptäcks så tidigt som möjligt.

¹¹ Eftersom nytta och kostnader av bekämpning uppstår under samma år finns inget behov av diskontering av dessa poster.

¹² Det är dock möjligt att vissa respondenter anser att det kan finnas en risk för negativa effekter av Bti vilket man i dagsläget inte känner till och tagit hänsyn till en sådan risk när de angett sin betalningsvilja.

Ifall man i framtiden upptäcker hittills okända, signifikanta negativa effekter av Bti kan det leda till att bekämpningen inte kan anses vara samhällsekonomiskt lönsam. Fortsatt övervakning och forskning kring effekterna av Bti är därför angelägen. Utbildning och information till allmänheten är viktigt för att ge en rättvisande bild av vad åtgärder mot mygg kan åstadkomma, och till vilket eventuellt pris för miljön. Med tanke på den stora differensen mellan nyttor och kostnader utifrån befintlig kunskap krävs det dock att sådana negativa effekter har ett betydande monetärt värde (dvs. hög samhällsekonomisk kostnad) för att leda till att lönsamheten av myggbekämpning med Bti ska bli negativ (dvs kostnaderna överstiger nyttorna).

5 Diskussion

Det finns ett antal alternativa åtgärder som antingen syftar till att minska myggförekomsten i sig eller den negativa påverkan myggförekomsten för med sig. Hushållen samt övriga intressenter i Nedre Dalälven, såsom turismsektorn, har starka incitament att genom dessa alternativa åtgärder minska myggförekomstens negativa påverkan. Dessa åtgärder anses dock inte, varken på egen hand eller i kombination med varandra, kunna uppnå samma effekt som bekämpning med Bti. Detta innebär att en bedömning av Bti bekämpningens kostnadseffektivitet inte är aktuell.

Vad gäller åtgärdens fördelningseffekter finansieras myggbekämpningens kostnader delvis via skatteintäkter vilket betyder att skattebetalarna bär kostnadsbördan. Miljönyttan av en minskad myggförekomst tillfaller huvudsakligen boende, fritidshusägare och turismnäringen i Nedre Dalälven.

Flera värderingstudier har skattat det monetära värdet av den nytta som myggbekämpning med Bti i Nedre Dalälven genererar. Dessa studier indikerar att existensvärden utgör en betydande andel av det totala ekonomiska värdet av minskade myggförekomster i Nedre Dalälven. Närvaron av existensvärden betyder att individer som inte drabbas av den höga myggförekomsten i Nedre Dalälven ändå värderar en minskning av densamma i området.

Eftersom nyttorna vida överstiger kostnaderna, under antagandet att de effekter som bekämpningen ger upphov till inte leder till några miljöskadestnader, framstår den samhällsekonomiska lönsamheten av myggbekämpning med Bti som betydande. Kontinuerlig övervakning, utvärdering och uppföljning är dock av stor vikt eftersom det kan finnas negativa sidoeffekter av myggbekämpning med Bti som det i dagsläget inte finns kunskap om. Det krävs dock att eventuella miljöskadestnader av dessa sidoeffekter är av betydande storlek för att myggbekämpningen med Bti ska bedömas som samhällsekonomiskt olönsam (dvs att kostnaderna överstiger nyttorna).

Slutligen ska påpekas att det inte kan uteslutas att nya bekämpningsåtgärder utvecklas som kan uppnå den minskade myggförekomsten till lägre samhällsekonomisk kostnad, eller till mindre risker för i dagsläget ej kända miljöskadestnader.

6 Referenser

- Armitage, D., Berkes, F., & Doubleday, N. 2010. Adaptive co-management: Collaboration, learning, and multi-level governance. Vancouver, BC: UBC Press.
- Armsworth, P. R., S. Acs, M. Dallimer, K. J. Gaston, N. Hanley & P. Wilson. 2012. The cost of policy simplification in conservation incentive programs. *Ecology Letters*, 15(5): 406-414.
- Arrow, K., M. Cropper, C. Gollier, B. Groom, G. Heal, R. Newell, W. Nordhaus, R. Pindyck, W. Pizer, P. Portney, T. Sterner, R. S. J. Tol, & M. Weitzman. 2013. Determining Benefits and Costs for Future Generations. *Science* **341**:349-350.
- Bardsley, P., V. Chaudri, G. Stoneham, & L. Strappazzon, 2002, New Directions in Environmental Policy Agenda, vol. 9: 211-221.
- Boonstra, W. J. 2016. Conceptualizing power to study social-ecological interactions. *Ecology and Society*, 21(1), 21. <https://doi.org/10.5751/ES-07966-210121>
- Brännlund R. & Kriström B., 2012. Miljöekonomi. Studentlitteratur.
- Coase, R. 1960. The Problem of Social Choice. *Journal of Law and Economics* 3 (October), 1–44.
- Connelly, C.R. & D.B. Carlson (Eds.). 2009. Florida Coordinating Council on Mosquito Control. Florida Mosquito Control: The state of the mission as defined by mosquito controllers, regulators, and environmental managers. Vero Beach, FL: University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, Florida Medical Entomology Laboratory.
- Connor J, Ward J, Bryan B. 2008. Exploring the cost effectiveness of land conservation auctions and payment policies. *Aust J Agric Resour Econ* 51:303–319
- Cooper, P. 2012. Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological Economics*. 94 (10) 106-115. DOI:10.1016/j.ecolecon.2013.07.010
- DEFRA, 2016. Defra's payments for ecosystem services pilot project 2012-15: Review of key findings
- DEHP (Department of Environment and Heritage Protection), 2012. Pictures Worth a Thousand Words: A Guide to Pictorial Conceptual Modelling. Department of Environment and Heritage Protection, Brisbane
- Dickinson, K. & Paskewitz. S., 2012. 'Willingness to Pay for Mosquito Control: How Important Is West Nile Virus Risk Compared to the Nuisance of Mosquitoes?' *Vector Borne and Zoonotic Diseases* (Larchmont, N.Y.) 12 (10) (October): 886–892. doi:10.1089/vbz.2011.0810.
- Dicks, L.V., Hodge, I., Randall, N.P., Scharlemann, J.P.W., Siriwardena, G.M., Smith, H. G., Smith, R.K., Sutherland, W.J. 2014. A transparent process for “evidence- informed” policy making. *Conserv. Lett.* 7, 119–125. <https://doi.org/10.1111/ conl.12046>.
- EEA. 1999. Environmental indicators: typology and overview. Technical report No 25. European Environment Agency, Copenhagen.

- Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J. P., Borja, A., Cormier, R., de Jonge, V. N., Turner, R. K. 2017. "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" – A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin* 118, 27-40.
- Fischenich, C., 2008. *The Application of Conceptual Models to Ecosystem Restoration*. U.S. Army Corps of Engineers, Environmental Advisory Board Washington D.C.
- Goulder, L.H., & Parry, W.H. 2008. Instrument choice in environmental policy, *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(2). 152—174.
- Gregory, A.J., Atkins, J.P., Burdon, D. & M. Elliott. 2013. A problem structuring method for ecosystem-based management: The DPSIR modelling process, *European Journal of Operational Research*, Volume 227, Issue 3, 16 June 2013, Pages 558-569
- Heemskerk, M., Wilson, K., Pavao-Zuckerman, M., 2003. Conceptual models as tools for communication across disciplines. In: *Conservation Ecology Series 7* (article 8).
- Heimersson, C. & Lundström, J. 2022. BIOLOGISK MYGGKONTROLL Inom Nedre Dalälvens Utvecklings AB. Personlig kommunikation 2022-07-08.
- Kemikalieinspektionen (KEMI). 2021. <https://www.kemi.se/bekampningsmedel/biocidprodukter/vanliga-typer-av-biocidprodukter/insektsmedel/storskalig-myggbekampning-i-sverige>. 2021-11-02
- Kinzig, A.P., P. Ryan, M. Etienne, H. Allyson, T. Elmqvist & B.H. Walker. 2006. Resilience and Regime Shifts: Assessing Cascading Effects. *Ecology and Society* [online] 11(1): 20, 22pp.
- Knight, F. H. 1921. *Risk, Uncertainty, and Profit*. Boston, MA: Hart, Schaffner and Marx; Houghton Mifflin Company
- Lindhagen, A., Hultåker, O. & Bergkvist, S. 2015. Effekterna av bekämpning av översvämningsmyggor – Hur påverkas friluftslivet? [Elektronisk resurs].
- Lundström, J., Hesson, J., Werner, S. (2009). Kan West Nile-virus bli ett problem i Skåne och Sverige? *Smittskydd Skåne*, 2, 4-5. Hämtad ifrån <http://www.mygg.se>.
- Margoluis, R., Stem, C., Salafsky, N., Brown, M., 2009. Using conceptual models as a planning and evaluation tool in conservation. *Eval. Program Plann.* 32, 138–147.
- Mattsson, B. 2006. *Kostnadsnyttoanalys för nybörjare*. Räddningsverket (<https://rib.msb.se/filer/pdf/20954.pdf>), Karlstad.
- Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol. Econ.* 69, 12–23.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A. & Kuperan K. V. 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics* 52, 527–542.
- Naturvårdsverket, 2012. *Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen – En kartläggning*, Rapport 6415, oktober 2012.
- Naturvårdsverket, 2022a. <https://www.naturvardsverket.se/arnesomraden/miljoforeningar/flu-metoder-for-bekampning-av->

[mygg/#:~:text=P%C3%A5%20h%C3%A4vdade%20\(betade%20och%20slagna,n%C3%A4ringsriktiga%20gr%C3%A4smarker%20med%20mycket%20tuvor. \(2022-03-20\)](#)

Naturvårdsverket, 2022b. Personlig kommunikation 2022-07-01

Nilsson, C., & Malm-Renöfält, B. 2009. Mygg och Bti i Nedre Dalälven: Utvärdering av ett vetenskapligt uppföljningsprogram. Naturvårdsverket.

Nordström, A. 2010. Upplevelser av boendemiljö och psykisk hälsa hos boende i områden med förekomst av översvämningsmygg: En miljöpsykologisk studie. Psykologexamensuppsats, 30 hp, Uppsala Universitet.

North, D. C. 1990. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge University Press.

Ojala, M. & Lidskog, R. 2013. Mygg och människor vid sjön Björken: Upplevelser av myggsituationen och attityder till bekämpningsåtgärder. Länsstyrelsen i Gävleborg, Rapport 2013:19. Gävle.

Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S. 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. OECD Publishing: Paris.

Polasky, S., Carpenter, S. R., Folke, C. & Keeler, B. 2011. *Decision-Making Under Great Uncertainty: Environmental Management in an Era of Global Change*. Trends in Ecology & Evolution. 26.

Renn, O., Klinke, A. & van Asselt, M. 2011. Coping with Complexity, Uncertainty and Ambiguity in Risk Governance: A Synthesis, *AMBIO* (2011) 40: 231. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0134-0>

Riksdagen 2022. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/motion/myggbekampning-i-nedre-dalalven_H6022448. (2022-03-15)

Scharin, H., Ericsson, S., Elliott, M., Turner, R. K., Niiranen, S., Blenckner, T., Hyytiäinen, K., Ahlvik, L., Ahtiainen, H., Artell, J., Hasselström, L., Söderqvist, T. & Rockström, J., 2016. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecological Economics*, 128. pp. 55-67. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.010

Scharin, H. 2018. Samhällsekonomiska analysers roll i miljömålsarbetet. *Anthesis Rapport 2018:12*

Schäfer ML, Lundström JO. 2014. Efficiency of Bti-based floodwater mosquito control in Sweden – four examples. *Journal of the European Mosquito Control Association* (32).

SLU 2013 Samhällsekonomisk analys av myggproblemets kostnader. Utförd av Enveco Miljöekonomi AB, Enviro Economics Sweden samt Resurs.

Soutukorva, Å., Johansson, K., & Hasselström, L. (2013). Samhällsekonomisk analys av myggproblemets kostnader. Rapport Länsstyrelsen Gävleborg. Dnr 500- 6801-2012.

Stavins, R. N. 1995. Transaction Costs and Tradeable Permits. *Journal of Environmental Economics and Management* 29, 133–148.

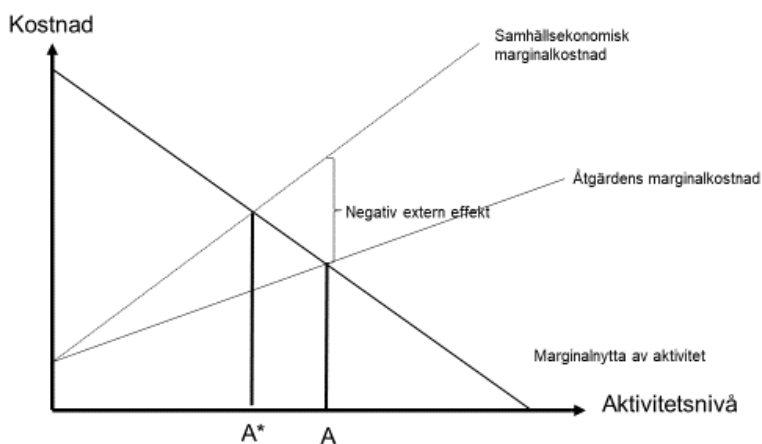
Sterner, T., & Coria J. 2012. *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*, RFF Press, Washington, DC

-
- Stirling A. 2007. Risk, precaution and science: towards a more constructive policy debate. *EMBO, Rep* 8:309–315
- Stirling A. 2010. Keep it complex. *Nature* 468:1029–1031
- SVA (Statens Veterinärmedicinska Anstalt) 2022. [Klimatförändringen påverkar den svenska myggfaunan - SVA](#). (2022-09-30)
- Svensson, M., & L. Hultkrantz. 2014. Ekonomiska utvärderingar i svensk offentlig sektor – likheter och skillnader. *Ekonomisk debatt* 43:40–50.
- Söderqvist T., Hammer, M., Gren, I-M. 2004. Samverkan för människa och natur. En introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur AB, Lund.
- Turner R.K., Lorenzoni I., et al. 1998. Coastal management for sustainable development: analysing environmental and socio-economic changes on the UK coast, *Geographical Journal* 164:269-281.
- Vedung, E. & Van der Doelen, F.C.J. 1998. Public Information Programs in the Policy Process: Choice, Effects, and Evaluation, I Bemelmans-Videc, Marie-Lousie – Rist, Ray C – Vedung, Evert (eds), *Carrots, sticks & sermons: Policy instruments and their evaluation*, New Brunswick, London, Transaction.
- Vetenskapliga Rådet för Hållbar Utveckling. 2018. Möjligheter och begränsningar med samhällsekonomiska analyser.
- von Hirsch, H. & N. Becker. 2009. Cost-benefit analysis of mosquito control operations based on microbial control agents in the upper Rhine valley (Germany). *European Mosquito Bulletin* 27: 47-55.
- Wengström, Å. & Östman, Ö., 2013. Hävdens betydelse för mängden översvämningsmyggor i Nedre Dalälvsområdet.
- Weitzman, M. 1974. Prices vs quantities. *The Review of Economic Studies* 41, 477-491.
- Zhou, G., Singh, J., Wu, J., Sinha, R., Laurenti, R., & B. Frostell. 2015. Evaluating low-carbon city initiatives from the DPSIR framework perspective., *Habitat International*, vol. 50, pp. 289–299.

Bilaga 1. Marknadsmislyckanden

Aktörer i samhället (t.ex. industri, hushåll och individer) vars handlingar orsakar belastningar på miljön behöver i frånvaron av styrmedel inte beakta den negativa påverkan den försämrade miljön har på andra individer i samhället. Det finns därför inga incitament för dessa aktörer att minska den belastning de orsakar på miljön. Det faktum att en försämrad miljö kan påverka andra människors välmående och hälsa negativt innebär att de olika aktiviteterna (t.ex. produktion, konsumtion, transporter, resursutvinning) genererar en så kallad *negativ extern effekt* (i form av miljötillståndsförändringens påverkan på människors välfärd). Effekterna är externa eftersom de som påverkar miljön inte behöver beakta dessa förlorade värden (kostnader) i sin beslutsprocess. Exempelvis behöver inte en jordbrukare som använder miljöfarliga pesticider ta hänsyn till hur andra påverkas negativt av de effekter denna användning ger upphov till.

Figur A1 illustrerar att de som orsakar negativa miljöeffekter väljer en aktivitetsnivå där deras marginalkostnad av aktiviteten är lika med deras marginalnytta (As i figuren), det vill säga en nivå där de enbart tar hänsyn till de egna kostnaderna och nyttorna av aktiviteten och inte tar i beaktningen de externa kostnader de åsamkar andra. Detta genererar en aktivitetsnivå, och därmed negativ effekt på miljötillståndet, som är högre än den samhällsekonomiskt optimala nivån (A^* i figuren), i vilken hänsyn tas till miljöeffektens samhällsekonomiska kostnader.



Figur A1. Negativa externa effekter på miljön.

Det finns därmed, i frånvaron av styrmedel, inga incitament bland de aktörer som orsakar negativa externa effekter att ta hänsyn till hur andras påverkas av en miljö.

Kollektiva varor karakteriseras av att det är praktiskt omöjligt att utestänga individer från att konsumera varan (icke-exkluderbarhet) och att en persons konsumtion av varan inte påverkas av att ytterligare en person konsumerar den (icke-rivalitet). Klassiska exempel är fyrbelysning, försvar, TV och luft- samt vattenkvalitet. Eftersom ingen kan förhindras att ta del av en förbättrad miljö samt att nyttan av denna förbättring inte beror på hur många andra som upplever den kan därför själva miljön betraktas som en kollektiv vara. Förekomsten av negativa externa effekter på en

kollektiv vara innebär att det inte är möjligt att uppnå en samhällsekonomiskt optimal nivå av miljö kvalitet utan någon form av intervention från statens sida. Med andra ord kommer marknadslösningen leda till en sämre miljö än vad som är samhällsekonomiskt motiverat. Negativa externa effekter samt kollektiva varor utgör därför så kallade marknadsmisslyckanden.

Det kan även förekomma så kallade *informationsmisslyckanden* inom miljöområdet. För att en marknad ska fungera effektivt krävs att alla aktörer har full information om de varor och tjänster som köps och säljs på marknaden. Olika typer av informationsproblem är vanligt förekommande marknadsmisslyckanden.

Goulder och Parry (2008) argumenterar för att det finns informationsmisslyckanden som leder till underinvesteringar i miljöförbättrande åtgärder. Följande tre olika typer av informationsrelaterade marknadsmisslyckanden kan förekomma inom miljöområdet:

- Förekomsten av asymmetrisk (snedfördelad) information.
- Information som en kollektiv nytta (s.k. adoption externalities),
- Beteenderelaterade misslyckanden på grund av t.ex. begränsad rationalitet.

Ofullständig information innebär att all information inte finns tillgänglig för köparen för att kunna ta rätt beslut. Det kan till exempel gälla information om huruvida en produkt man avser köpa orsakar negativa effekter på miljön eller den egna hälsan. Om sådan information är bristfällig kan köparen inte värdera produkten korrekt och betalar kanske därför mer för varan än om hen varit medveten om dess negativa effekter. Asymmetrisk information innebär att de berörda aktörerna har olika information om en varas beskaffenhet. Ett exempel på snedvridet urval är när en myndighet inte har information om olika aktörers kostnader och/eller betalningsvilja för att förbättra miljön i sin omgivning, vilket kan leda till fel nivå på införda styrmedel (t.ex. för låga skatter). Dessa olika marknadsmisslyckanden (och då kanske främst negativa externa effekter) utgör skäl för staten att genomföra egna åtgärder och/eller implementera styrmedel i syfte att uppnå ett samhällsekonomiskt optimalt miljö tillstånd.

Bilaga 2. Miljöpolitikens utmaningar

För den nationella miljöpolitiken förekommer följande 5 utmaningar för att uppnå sina mål; (i) osäkerheter och risker, (ii) målkonflikter, (iii) brist på nationell rådighet, (iv) vertikal och horisontell integrering, (v) trovärdighet och acceptans (Scharin 2018). Dessa utmaningar är till stor del kopplade till det system som ska förvaltas men kan även förekomma i själva förvaltningssystemet. Detta innebär att de kan ha direkt bäring på myggförekomsten som sådant, det vill säga de incitament samt beteenden som indirekt ger upphov till den ökade myggförekomsten. De kan i andra fall vara mer kopplade till själva symptomen (myggförekomsten) och dess påverkan på den mänskliga välfärden. Dessutom kan de förekomma i det befintliga förvaltningssystemet t.ex. kring de mål, styrmedel och åtgärder som adresserar översvämningsmygg. Oavsett vilket, har förekomsten av olika utmaningar betydelse för vilken potential olika åtgärder, såsom myggbekämpning med Bti, kan ha för att lösa problemet med översvämningsmygg i Nedre Dalälven.

Osäkerheter

Osäkerheter kan kategoriseras utifrån olika typer av kunskapsbrister enligt (Stirling 2010), som beskrivs nedan. För interventionen myggbekämpning med Bti förekommer osäkerheter kring vilken effekt denna åtgärd har på andra målarter än stickmyggen. Den genomförda översikten har minskat denna osäkerhet.

Enkel risk

Ifall risker är enkla i det att det såväl sannolikheter som utfall är kända kan dessa hanteras genom en enkel riskbedömning. Detta innebär att man beräknar det förväntade utfallet utifrån kunskaperna om sannolikheter och utfall (Kinzinger et al. 2003). För de andra tre kategorierna (osäkerhet, tvetydighet och okunskap) är en sådan ansats dock inte möjlig. Vid enkel risk bidrar en systematisk översikt marginellt till beslutsunderlaget.

Osäkerhet

Vid osäkerhet är det möjligt att beskriva de möjliga utfallen men det finns inte tillräckligt med information eller data för att bedöma sannolikheterna för de olika utfallen. För sådana (osäkra) miljöfrågor konstaterar Stirling (2007) att "det vetenskapligt stränga tillvägagångssättet är att erkänna olika möjliga tolkningar".¹³ För att hantera stora osäkerheter bör man utgå från försiktighetsprincipen och som vägledning för denna princip kan man även använda sig av olika scenarier (Scharin et al. 2016; Crépin et al. 2018) samt metaanalyser (se t.ex. Meier et al. 2012).

Tvetydighet

Tvetydigheten avser fånga det faktum att systematiska risker, förutom att vara komplexa och osäkra, även kan kännetecknas av tvetydighet i det att sannolikheten för att de inträffar är känd

¹³ Vetenskaplig osäkerhet kan hanteras genom att kombinera olika metoder (såsom beslutsteori, scenarioplanering, samt analys av möjliga tröskeleffekter utifrån resiliensteori) i syfte att beskriva de möjliga utfallen, deras sannolikhet, och möjliga konsekvenser under olika beslutssituationer (Polasky et al. 2011).

medan utfallet är okänt. Tvetydighet innebär att det kan finnas flera berättigade perspektiv från vilka man kan bedöma ifall det finns eller kan finnas skadliga utfall samt huruvida dessa risker kan tolereras eller ens accepteras. Samhällsaktörer såsom myndigheter, företag, forskare, frivilligorganisationer, privatpersoner berörs alla av miljöpolitiken och innehar ofta olika uppfattningar om ett specifikt miljöproblems karaktär, orsak, och lösning. Detta inkluderar även olika ståndpunkter vad gäller bedömningen av eventuella risker förknippade med miljöproblem. (Renn et al. 2011).

Närvaron av tvetydigheten kräver dialog och överläggningar mellan de grupper som har olika legitima uppfattningar om problemet samt hur det ska lösas.

Okunskap

Det finns dock alltid även en sannolikhet för att det inom vissa miljöproblemområden inte finns tillräcklig kunskap för att till fullo förklara förändringar i miljötillståndet utifrån olika belastningar. Det vill säga, varken sannolikheter eller utfall kan med säkerhet bedömas utifrån befintlig kunskap.¹⁴ Dessa faller under kategorin okunskap i kategoriseringen av osäkerheter. Närvaron av okunskap kräver att förvaltningssystemet är anpassningsbart allteftersom ny kunskap erhålls.

Närvaron av tröskeeffekter och återkopplingsmekanismer

Det är av stor vikt att identifiera den eventuella närvaron av tröskeeffekter och återkopplingsmekanismer kopplat till myggbekämpningens påverkan ekosystemen i det berörda området.

Att kategorisera de olika typerna av osäkerheter kopplade till ett visst miljöproblem, är ingen enkel uppgift. För det första kan det finnas fler typer av brister inom samma miljöproblem men i olika delar av systemet. För det andra kan vissa kunskapsbrister som ter sig enkla vid en första anblick visa sig vara mer osäkra och tvetydiga än vad som förväntats. Att identifiera enbart en kategori av kunskapsbrist med ett visst miljöproblem är därför sällan möjligt. Det kan dock vara av stor betydelse att identifiera vilken typ som uppstår var i händelsekedjan (se t.ex. Maxim et al. 2009).

Ett primärt syfte med att utföra en forskningssammanställning är att bedöma hur stora osäkerheterna är inom en viss forskningsfråga.

Målkonflikter

Målkonflikter uppstår inom miljöpolitiken då uppfyllandet av ett miljömål innebär försämrade förutsättningar att uppnå andra miljö- eller samhällsmål.

Målkonflikter kan uppstå på grund av någon av de följande orsakerna:

- Åtgärderna som genomförs för att nå målet genererar negativa synergieffekter på andra mål. Till exempel skulle bekämpning med Bti kunna leda till att andra arter påverkas negativt vilket negativt påverkar miljömålet *Ett rikt växt-och djurliv*. Däremot kan Myggbekämpning gynna andra mål som En levande landsbygd.

¹⁴ Därmed kan man säga att okunskap motsvarar Knight's (1921) begrepp djup osäkerhet.

- Åtgärder som implementeras leder till produktions-/beteendeförändringar har negativa synergieffekter på andra samhällsmål.
- Styrmedlen som implementeras leder till produktions-/beteendeförändringar vilka har negativa synergieffekter på andra samhällsmål.
- Även vissa typer av ersättningar kan vara administrativt tunga för de ansökande vilket kan stå i konflikt med målet om regelförenkling.

Närvaron av mållkonflikter måste beaktas i valet av åtgärder och styrmedel eftersom dessa kan skilja sig i fråga om att hantera dessa.

Nationell rådighet

Med nationell rådighet menas att man inom svensk förvaltning kan besluta om styrmedel och åtgärder samt avsätta resurser för att undanröja de hinder som finns för att miljö kvalitetsmålet ska kunna nås (Naturvårdsverket 2012. Rådigheten beror på såväl det system som ska förvaltas (t.ex. klimatet, haven, skogen) som på själva förvaltningssystemet (t.ex. Svenska miljömålssystemet, Miljöbalken, REACH).

Horisontell och vertikal integrering

För att hantera mållkonflikter samt en begränsad nationell rådighet är det viktigt att miljöpolitiken är horisontellt och vertikalt integrerad (se t.ex. Armitage et al. 2010; Scharin et al. 2016). Hur väl miljöpolitiken riktade mot olika miljöproblem samverkar, i stället för att exempelvis motverka varandra (mållkonflikter), indikeras av graden av horisontell integrering. En horisontell integrering av förvaltningssystemet är därför nödvändig då systemet i sig uppvisar beroendesamband och mållkonflikter. Hur väl en viss miljöpolitik och dess styrmedel ligger i linje med varandra över de olika geografiska förvaltningsinstitutionerna indikeras av vertikal integrering. Vertikal integrering av lokal, nationell, regional och internationell miljöpolitik är av stor betydelse för att kunna få till stånd ett effektivt förvaltningssystem. Exempelvis måste lokala åtgärder för att minska myggförekomsten förhålla sig till nationella, regionala (EU- direktiv och mål) och internationella lagar och överenskommelser.

Vertikal integrering av förvaltningssystemet är av vikt då den nationella rådigheten (pga. systemet som ska förvaltas) är begränsad men styrs även av hur förvaltningssystemet är uppbyggt nationellt, regionalt och globalt.

Behovet av integrering skiljer mellan olika miljöproblem samt i vilken omfattning den befintliga miljöpolitiken är integrerad. Medan behovet av horisontell integrering är starkt kopplad till huruvida miljöproblemet i fråga kan kopplas till andra miljöproblem så förklaras behovet av vertikal integrering oftare av graden av lokal och nationell rådigheten över miljöproblemet.

En vertikal och horisontell integrering är även nödvändig för att i största möjliga mån minska de osäkerheter och risker som diskuterades ovan. Detta kan förklaras av att ökad integrering förbättrar möjligheterna att dela med sig av kunskaper mellan olika aktörer och därmed utforma en mer holistisk ansats för att hantera miljömålen.

Ökad integrering av miljöpolitiken, horisontell såväl som vertikal innebär ökade kostnader vilket måste vägas mot nyttan av själva integreringen. Det är därför viktigt att identifiera, kvantifiera och om möjligt värdera den nytta som integreringen uppnår samt att försöka minimera dess kostnader genom att till exempel utveckla effektiva institutioner.

Miljöpolitikens trovärdighet och acceptans

En miljöpolitik som upplevs trovärdig innebär överlag att acceptansen för olika typer av interventioner, såsom åtgärder och styrmedel, är stor. Detta, i sin tur, underlättar genomförandet av de åtgärder och styrmedel som krävs för att uppnå de satta miljömålen. Acceptansen för interventioner är dock med all sannolikhet lägre om miljöpolitiken inte uppfattas som trovärdig. En låg acceptans kan leda till att efterlevnaden av de tillämpade styrmedlen brister vilket kan innebära att målen blir svåra att uppnå.

Trovärdighet och politisk enighet kring målen och åtgärderna för myggbekämpning är av stor betydelse för hur väl åtgärder och styrmedel riktade mot dessa mål accepteras av berörda samhällsgrupper. Om individer, hushåll och företag känner förtroende för hur förvaltningssystemet hanterar myggförekomsten kommer det bli lättare att implementera de nödvändiga åtgärderna för att minska denna.

Förvaltningssystemets organisation spelar en betydande roll för miljöpolitikens trovärdighet. Exempelvis att för miljöpolitiken berörda myndigheter (vilka tar fram beslutsunderlag för miljöpolitiska beslut) är oberoende bör rimligtvis bidra med att stärka förtroendet. Trovärdigheten kan även variera mellan olika skalor. Till exempel kan den nationella miljöpolitiken upplevas som mer trovärdig än EU:s, och vice versa.

Huruvida miljöpolitiken upplevs om trovärdig kan troligtvis variera mellan olika samhällsgrupper, t.ex. företag, hushåll, individer, intresseorganisationer, akademin, m.fl.¹⁵ Dessutom kan det ju vara så att även om miljömålen i sig bedöms som trovärdiga kanske medlen för att uppnå dessa, i form av åtgärder och styrmedel bedöms som mindre trovärdiga.

Även om miljöpolitiken har som syfte att åstadkomma en mer effektiv användning av samhällets resurser kommer den sannolikt ha en påverkan på fördelningseffekter, vilka i sin tur kan påverka acceptansen. Målbeskrivningen, åtgärderna samt de styrmedel som tillämpas för att uppnå de satta miljömålen innebär att nyttor och kostnader av att nå dessa mål fördelas olika mellan olika samhällsgrupper.¹⁶

I vilken grad olika intressegrupper kan påverka miljöpolitikens inriktning samt i vilken grad deras möjlighet att påverka står i proportion till betydelsen av dem de representerar har även det betydelse för trovärdigheten. Ifall vissa aktörer i samhället besitter större möjligheter att påverka miljöpolitiken utifrån egenintresse kan detta få oönskade effekter på miljömålen och underminera förtroendet för miljöpolitiken från den stora allmänheten (se bl.a. Boonstra 2016). Vad gäller miljöpolitiken är troligtvis den allmänna enigheten i Sverige större vad gäller de miljömål som ska

¹⁵ Näringslivssektorn samt miljöorganisationer kanske båda upplever att miljöpolitiken inte är trovärdig men av helt olika anledningar.

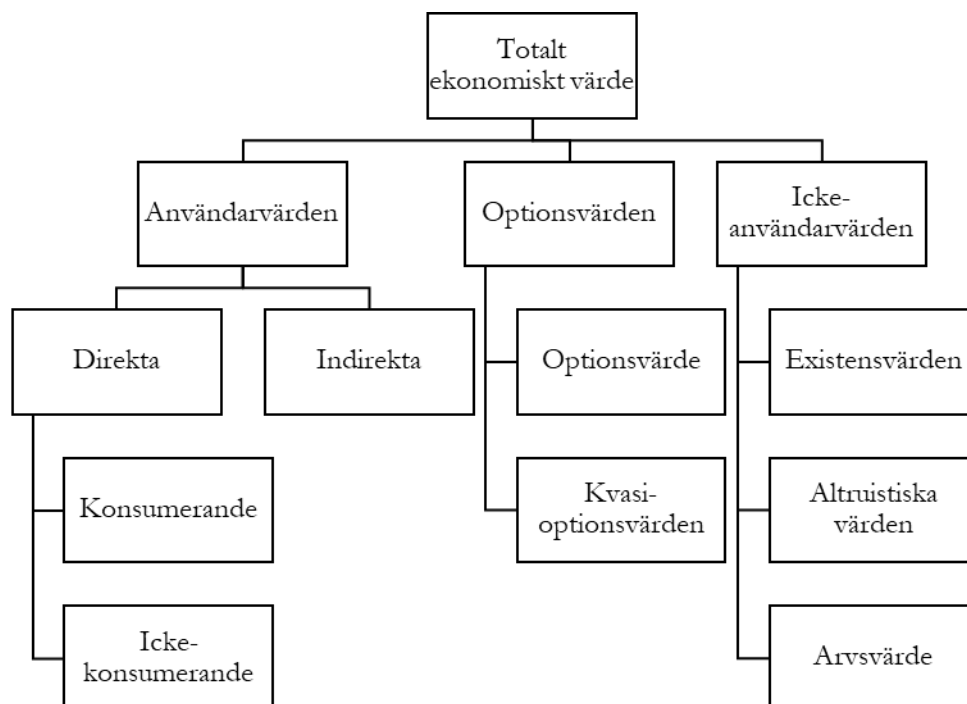
¹⁶ Speciellt hur kostnaderna av att nå målet fördelas mellan olika samhällsgrupper kan ha stor betydelse för acceptansen.

uppnås än för vilka åtgärder och styrmedel som ska tillämpas för att nå dessa. Det finns med andra ord ett starkt stöd för att minska miljöpåverkan medan det ofta råder oenighet kring vilka åtgärder och styrmedel som lämpar sig bäst för att uppnå dessa mål.

Bilaga 3. Totalt ekonomiskt värde

Människors nytta av en minskad myggförekomst kan bestå av flera olika typer av värden. Inom miljöekonomin används ramverket *totalt ekonomiskt värde* (TEV)¹⁷ för att kategorisera och beskriva de olika typer av värden som en miljöförbättring kan ge upphov till.¹⁸ Ramverket fångar värdena av de nyttor som människor kan erhålla av olika ekosystemtjänster beroende av miljötillståndet.¹⁹

Det totala ekonomiska värdet av en ekosystemtjänst kan delas upp i användarvärden, icke-användarvärden samt options- och kvasioptionsvärden (Pearce et al. 2006).



Figur A2. Totalt Ekonomiskt värde.

Användarvärden

Direkta och indirekta användarvärden fångar den direkta länken mellan ekosystemtjänster och mänsklig välfärd. Direkta användarvärden inkluderar värdet av konsumtionsbaserade aktiviteter såsom vinster av areella näringar, gruvindustrin, bärplockning. I de flesta fall ger marknadspriser en indikation på nyttan av dessa direkta användarvärden. Direkta värden kan även vara icke-konsumerande och därmed inte direkt reflekterade av marknadspriser. Det kan exempelvis röra sig om olika rekreationsvärden såsom vandring, fågelskådning, bad, segling etcetera

¹⁷ Total Economic Value (TEV) på engelska.

¹⁸ Bör understrykas att det totala ekonomiska värdet inte utgör det totala värdet eftersom det senare inkluderar andra mer svårfångade värden såsom kollektiva värden och egenvärden.

¹⁹ Ramverket används för att bedöma vilken påverkan ett visst miljötillstånd har på välfärden, vilket illustreras i figur 1.

De indirekta användarvärdena består huvudsakligen av den nytta som samhället erhåller från reglerande ekosystemtjänsterna såsom kolinlagring, vattenflödesreglering, näringsämnes-cirkulering klimatreglering etcetera. Inte heller dessa nyttors värde reflekteras av några marknadspriser.

Options-och kvasioptionsvärden

Även om man inte direkt eller indirekt drar nytta av några av de tjänster ekosystemen förser oss med idag så kan man som individ värdera möjligheten (optionen) av att kunna göra det i framtiden. Optionsvärdet fångar den nytta en individ får av att veta att ekosystemtjänsten finns tillgänglig för deras framtida konsumtion. Till exempel kan en person värdera bevarandet av Abisko nationalpark även om personen i fråga aldrig besökt parken men vill ha kvar möjligheten (optionen) att göra så i framtiden.

Kvasioptionsvärden handlar om värdet av ett skjuta upp ett beslut till det finns mer information tillgänglig, vilket kan vara av betydelse om man misstänker icke-linjära samband mellan belastning och tillstånd (tröskeleffekter) och risker för regimskiftet eller om man misstänker att det finns viktiga funktioner/process som man i dagsläget inte förstår vikten av men som kan vara värdefull att skydda. den potentiella nytta av att invänta mer kunskap innan man ger upp möjligheten att bevara en viss ekosystemtjänst för framtida användning (t.ex. skydd av regnskog för framtida mediciner).

Icke-användarvärden

Förutom användarvärden och optionsvärden kan det även förekomma så kallade icke-användarvärden förknippade med ett visst miljötillstånd. Icke-användarvärden har som namnet antyder ingen koppling till nyttjandet av en viss ekosystemtjänst utan handlar om individens värde av vetskapen att tjänsten existerar (existensvärde), finns tillgänglig för framtida generationers nytta (arvsvärde) eller från värdering av att andra individer kan uppleva nyttan (altruistiskt värde).

Sammanfattningsvis kan det konstateras att värdena av de varor som reflekteras genom olika marknadspriser (pris på timmer, livsmedel etc.) endast utgör en begränsad del av det totala ekonomiska värdet på de varor som de olika ekosystemen bidrar med. Det är därför av vikt att utifrån TEV även identifiera, kvantifiera (samt om möjligt och motiverat) värdera de nyttor som inte reflekteras av marknadspriser.

Bilaga 4. Värderingsmetoder

Att miljön sällan är föremål för marknadstransaktioner och därmed saknar ett marknadspris innebär en utmaning vid värdering av olika typer av miljöpåverkan. Det har därför utvecklats ett antal olika metoder för att på något sätt fånga värdet av miljöförändringar. Denna bilaga beskriver de olika metoder som kan användas för att värdera de nyttor ett förbättrat miljötillstånd, såsom myggförekost i Nedre Dalälven, ger upphov till. Ett första steg inför en värdering är att ha en tydlig bild av vad värdering ska användas till för beslutsunderlag. Det vill säga, behöver vi verkligen ta fram ett värde och vad ska det i så fall användas till.

Olika sätt att beskriva värden

Ekonomiska värden behöver nödvändigtvis inte uttryckas monetärt, exempelvis i kronor, utan även kan uttryckas i ord (kvalitativ värdering), med hjälp av exempelvis en poängskala (semikvantitativ värdering), eller genom någon fysisk enhet (kvantitativ värdering). Fyra olika sätt att uttrycka värden av minskad myggförekost exemplifieras nedan:

- **Kvalitativ** – En beskrivning av myggförekomsten i Nedre Dalälven, hur boende upplever det, respektive hur det är att vistas i ett område med hög myggförekost. En kvalitativ värdering kan till exempel göras genom dialog med experter, boende och turister i området, etc.
- **Semi-kvantitativ** – En rangordning (t.ex. från -3 till +3) av olika aspekter som påverkar livskvaliteten för de boende och besökande i området, där myggförekomsten är en av aspekterna. En semikvantitativ värdering kan till exempel göras med hjälp av fokusgrupper och/eller personliga intervjuer med experter eller de berörda.
- **Kvantitativ** – En beskrivning av myggförekomsten mätt som en fysisk enhet (myggtäthet), jämfört med något referensalternativ som innebära att en viss åtgärd (myggbekämpning) har vidtagits.
- **Monetärt** (i kronor) – En analys av värdet av minskad myggförekost uttryckt som kronor. En monetär värdering kan till exempel göras genom att analysera hur fastighets- och rekreationsvärden påverkas av en hög myggförekost, uttryckt som kronor eller helt enkelt fråga berörda hushåll hur mycket de skulle vara villiga att betala för att minska myggförekomsten.

Först och främst bör man fråga sig vad det är man egentligen avser värdera? Är det till exempel själva värdet på en minskad myggförekost man ska ta fram eller är det värdet av de olika nyttor (för vilket en mindre myggförekost är en avgörande förutsättning) som man vill fånga (t.ex. rekreation, turism).

I nästa steg är det viktigt att förstå vilka nyttor som värdet består av (se Bilaga 3). Det vill säga hur stor del kan utgöras av användarvärdet, optionsvärden och existensvärdet. Denna fråga är viktigt för att kunna välja rätt värderingsmetod för att ta fram det monetära värdet.

Det är viktigt att komma ihåg att även om vi håller en ekosystemtjänst oförändrad/bevarad kan värdet förändras om man inte tar hänsyn till dessa faktorer. Värdet av rekreation är ju i vårt land väldigt beroende av allemansrätten, ta bort den rättigheten och värdet kommer minska dramatiskt.

Om man kommer fram till att det är motiverat att ta fram ett värde bör man fråga sig om man behöver ta fram ett monetärt värde. Svaret på den här frågan är förstås starkt kopplat till vad man ska använda värdet till. Ska man jämföra kostnader med nyttan av ett miljömål, åtgärds paket eller styrmedel kan det underlätta att ha ett monetärt värde. Avser man att till exempel genom en skatt internalisera kostnaderna av en miljöstörande verksamhet kan ett monetärt värde behövas som indikation på lämplig skattenivå.

Om man anser att det vore önskvärt med ett monetärt värde dyker ett antal följdfrågor upp.

Först och främst bör man fråga sig vad det är man egentligen avser värdera? Är det till exempel själva värdet på en minskad myggförekomst man ska ta fram eller är det värdet av de olika nyttor, för vilket en minskad myggförekomst en avgörande förutsättning, som man vill fånga (t.ex. hälsa, rekreation).

I nästa steg är det viktigt att förstå vilka nyttor som värdet består av (se Bilaga 3). Det vill säga hur stor del kan utgöras av användarvärden (t.ex. rekreation), optionsvärden (har aldrig vistats i Nedre Dalälven för t.ex. rekreation men värderar möjligheten att göra det i framtiden) och existensvärdet (jag tror mig aldrig besöka Nedre Dalälven men det har ändå ett värde för mig att myggförekomsten i området minskar). Denna fråga är viktigt för att kunna välja rätt värderingsmetod för att ta fram det monetära värdet.

Monetär värdering

En monetär värdering är nödvändig om man avser utföra en bedömning av den samhällsekonomiska lönsamheten eftersom man i denna behöver jämföra nyttorna med kostnaderna för åtgärden i en och samma enhet (kronor). En monetär värdering utgår från att individer är villiga att göra ekonomiska avvägningar för sådant som ökar deras välmående, såsom att själv uppleva en minskad myggförekomst eller att andra kan erhålla det (idag eller i framtiden).

Monetära värderingsmetoder kan delas in i följande två huvudgrupper:

- Scenariometoder (Stated Preferences): Människor ombeds, genom olika ansatser, uppge sin betalningsvilja (eller kompensationskrav) för ett hypotetiskt scenario som beskriver en miljöförbättring (försämring). Med hjälp av denna typ av metoder kan även icke-användarvärden fångas in.
- Marknadsdatametoder (Revealed Preferences): Det monetära värdet skattas genom kopplingar mellan ekosystemtjänster och verkliga beteenden, priser och produktion, t.ex. naturmiljöns (och myggförekomsten i denna) roll för prissättning av fastigheter och påverkan på rekreationssupplevelser. Produktionsförluster, kostnader av hälsoeffekter, skyddskostnader eller undvikande beteende eller genom resekostnads- eller fastighetsvärdesstudier.
- Prismetoder: Ett monetärt värde för nyttan erhålls utifrån till exempel ersättningskostnader, åtgärds kostnaderna för att uppnå ett visst miljömål (t.ex. kostnaderna

för att nå miljömålet *Myllrande våtmarker*), undvikta miljöskadestnader (t.ex. förlorade kostnader för myggnät, myggmedel etc.), eller utifrån en befintlig prissättning av miljöskadestnaden (t.ex. CO₂ skatt för att värdera nyttan av minskade utsläpp). Det bör dock understrykas att prismetoder enbart fångar begränsade delar av det totala ekonomiska värdet samt att de ibland kan vara missvisande. Till exempel skulle det kunna innebära att ju mindre åtgärder man genomfört desto mindre monetärt värde erhåller miljön.

Värderingsmetoderna inom de två första grupperna kännetecknas av att de ekonomiska värden som skattas bygger på information om individers preferenser mellan miljö och annat som ger dem nytta. För mer fördjupade beskrivning av värderingsmetoder se Söderqvist et al. (2004), Pearce et al. (2006), Defra (2007), Turner et al. (2010), Brännlund och Kriström (2012), Freeman et al. (2014), samt Naturvårdsverket (2015).

Formas är ett statligt forskningsråd för hållbar utveckling. Vi finansierar forskning och innovation, utvecklar strategier, gör analyser och utvärderar. Våra verksamhetsområden finns inom miljö, areella näringar och samhällsbyggande. Vi genomför forskningssammanställningar som syftar till att underlätta för Sverige att nå våra miljömål. Därutöver kommunicerar vi om forskning och forskningsresultat.