

# Nya metoder och miljöindikatorer för att stödja policy för hållbar konsumtion i Sverige

Slutrapport – PRINCE fas 2

---

Nils Brown, Simon Croft, Elena Dawkins,  
Göran Finnveden, Jonathan Green,  
Martin Persson, Susanna Roth,  
Chris West, Richard Wood

RAPPORT 7031 | MAJ 2022





# Nya metoder och miljöindikatorer för att stödja policy för hållbar konsumtion i Sverige

Slutrapport – PRINCE  
fas 2

av Nils Brown, Simon Croft, Elena Dawkins, Göran Finnveden, Jonathan Green,  
Martin Persson, Susanna Roth, Chris West och Richard Wood

NATURVÅRDSVERKET

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7031-1

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2022

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2022

Omslagsfoto: Getty Images/Nipitpon Singad/EyeEm

Pixabay/Wikilimages



# Förord

Det första PRINCE-programmet (Policy Relevant Indicators for Consumption and Environment) pågick mellan 2014 och 2018 med målet att undersöka sätt att förbättra och utöka uppsättningen av konsumtionsbaserade indikatorer för att uppskatta miljöpåverkan kopplat till svensk konsumtion, både inom Sverige och utomlands. PRINCE-programmet avslutades 2018 med en rapport: <file:///C:/Users/krn/AppData/Local/Temp/978-91-620-6842-4.pdf>.

Ytterligare information finns på projektets webbplats: <https://www.prince-project.se/>

Detta ettåriga projekt (PRINCE 2) är en påbyggnad till PRINCE-programmet. Målen med PRINCE 2 har varit att kommunicera resultaten från PRINCE-programmet till Naturvårdsverket och andra nyckelaktörer, att sammanfatta användningen av PRINCE-resultat inom politik och andra områden och att vidareutveckla data och indikatorer inom fiskeområdena, tropisk avskogning, biologisk mångfald och kemikalier i syfte att förbättra befintliga och etablera nya indikatorer för att mäta miljöpåverkan från svensk konsumtion.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Nils Brown (Statistikmyndigheten SCB), Simon Croft (Stockholm Environment Institute York, University of York), Elena Dawkins (Stockholm Environment Institute), Göran Finnveden (KTH), Jonathan Green (Stockholm Environment Institute York, University of York), Martin Persson (Chalmers tekniska högskola), Susanna Roth (Statistikmyndigheten SCB), Chris West (Stockholm Environment Institute York, University of York) och Richard Wood (Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet NTNU).

Författarna svarar för rapportens innehåll. Rapporten har även publicerats på engelska (rapportnummer 7032).

Naturvårdsverket mars 2022

Maria Ohlman  
Chef Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>Förord</b>	3
<b>Sammanfattning</b>	6
<b>1. Inledning</b>	14
<b>2. PRINCE i forskning och policy</b>	16
2.1 PRINCE-modellen	16
2.2 Forskningsresultat i PRINCE 1 och framåt	17
2.2.1 Konsumtionsbaserade indikatorer för Sverige	17
2.2.2 Sektors- och metodstudier i PRINCE 1 och framåt	18
2.3 Varför är konsumtionsbaserade indikatorer så viktiga för policy?	20
2.4 Policybehovet för konsumtionsbaserade indikatorer	21
2.5 Hur använder beslutsfattare konsumtionsbaserade indikatorer?	21
2.6 Användningen av resultaten från PRINCE 1 i policy och statistik	22
2.6.1 Sveriges officiella statistik över konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp	22
2.6.2 Tillämpningar i policy och beslutsfattande i Sverige	23
2.6.3 Policytillämpningar utanför Sverige	24
2.7 Potentiella framtida policytillämpningar för PRINCE-projektets indikatorer och metoder	26
<b>3. Gapanalys: Biologisk mångfald</b>	28
3.1 Inledning	28
3.1.1 Internationella policykrav	28
3.1.2 Varför biologisk mångfald är av betydelse vid konsumtionsbaserad redovisning	30
3.1.3 En fråga om komplexitet	30
3.2 Vilka är de främsta källorna för att integrera biologisk mångfald i konsumtionsbaserade redovisningar?	31
3.3 Vilka är de korta och långsiktiga alternativen och möjligheterna för att integrera biologisk mångfald i svenska redovisningar?	32
3.4 Biodiversitetsutvidgade konsumtionsbaserade redovisningsverktyg tillgängliga idag	33
3.4.1 Val av modell, komplexitet och avvägningar	34
3.5 Nästa steg och framtida utveckling	35
3.5.1 En dialog om gapanalysens resultat rörande biologisk mångfald	36
3.6 Slutsatser	37
<b>4. Gapanalys: Avskogning och förändrad markanvändning</b>	39
4.1 Inledning	39
4.2 Om att fylla ett datagap för avskogning och handel	40
4.3 Ett uppdaterat fotavtryck för avskogningsutsläpp för Sverige	40
4.4 Officiell statistik och begränsningar	42
4.5 Policyimplikationer	43
<b>5. Gapanalys: Kemikalier – användningen av farliga kemiska produkter, bekämpningsmedel och veterinära antibiotika</b>	44
5.1 Inledning	44
5.2 Metod	45
5.2.1 Veterinära antibiotika	45
5.2.2 Bekämpningsmedel	46

5.2.3	Användningen av farliga kemiska produkter	47
5.3	Resultat	47
5.3.1	Veterinära antibiotika	47
5.3.2	Bekämpningsmedel	49
5.3.3	Användningen av farliga kemiska produkter	53
5.4	Diskussion	55
5.4.1	Begränsningar	55
5.4.2	Officiell statistik	56
5.4.3	Nästa steg	57
<b>6.</b>	<b>Gapanalys: Fiskindikatorer</b>	<b>58</b>
6.1	Betydelse och vidare policykontext	58
6.2	Förbättringar i PRINCE 2 vad gäller indikatorer för vildfångad fisk	59
6.2.1	Syftet med analysen i PRINCE 2	59
6.2.2	Metoder	60
6.2.3	Illustrerade resultat	60
6.2.4	Begränsningar	64
6.3	Vattenbruk	65
6.3.1	Syftet med analysen i PRINCE 2	65
6.3.2	Miljöpåverkan av vattenbruksproduktion	65
6.3.3	Metoder	65
6.3.4	Resultat	66
6.3.5	Begränsningar	68
6.4	Potentiell användning i officiell statistik och nästa steg	68
6.4.1	Användning i nationell statistik	68
6.4.2	Potentiell vidare utveckling och tillämpningar	69
6.4.3	Nästa steg	70
<b>7.</b>	<b>Officiell statistik och nya konsumtions-baserade indikatorer</b>	<b>72</b>
7.1	Ett kvalitativt ramverk för att producera officiell statistik	72
7.2	En institutionell miljö för att producera statistik	73
7.3	Statistiska processer för att producera indikatorer	74
7.4	Att bedöma kvaliteten på de statistiska resultaten från PRINCE-modellen	75
7.5	Nya konsumtionsbaserade indikatorer för användning i officiell statistik	77
7.6	Andra indikatorer	79
7.6.1	Materialfotavtryck	79
7.6.2	Vattenanvändning	79
7.6.3	Markanvändning	80
7.6.4	Andra luftföroreningar	80
<b>8.</b>	<b>Framtidsutsikt</b>	<b>81</b>
<b>9.</b>	<b>Källförteckning</b>	<b>82</b>
	<b>Bilaga 1: Miljöexpanderad input-output analys och PRINCE-modellen</b>	<b>94</b>
	<b>Bilaga 2: Aktuella metoder för att integrera biologisk mångfald i konsumtionsbaserade redovisningar</b>	<b>99</b>
	<b>Bilaga 3: Spatialisering och specificitet</b>	<b>104</b>
	<b>Bilaga 4: Sea Around Us-data</b>	<b>105</b>
	<b>Bilaga 5: Bedömning av de direkta konsekvenserna av vattenbruksproduktion</b>	<b>107</b>
	<b>Bilaga 6: Lista över förkortningar</b>	<b>110</b>
	<b>Bilaga 7: Referentgranskade vetenskapliga publikationer från PRINCE 1</b>	<b>111</b>

# Sammanfattning

## Huvudbudskap

- Det första PRINCE-projektet har haft ett betydande inflytande på flera policy-processer:
  - motiverat arbetet med att undersöka möjligheten att ta fram ett mål för Sveriges konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser
  - väckte intresse och påverkade utformningen av Storbritanniens 25-årsplan för övervakning av miljön
  - fungerat som stöd i utvecklingen av en strategi mot avskogning inom EU.
- Experimentella tidsserier för konsumtionsbaserade indikatorer för avskogningsrelaterade växthusgasutsläpp, veterinärmedicinska antibiotika och bekämpningsmedel som produceras i PRINCE 2 uppfyller kvalitetskraven för att beaktas som officiell statistik.
- Experimentella tidsserier för konsumtionsbaserade indikatorer framtagna i PRINCE 2 för användning av farliga kemiska produkter, biologisk mångfald och fiske kräver ytterligare utvärdering och metodutveckling innan de kan tas i beaktning för officiell statistik.
- Både mänskliga och ekonomiska resurser är nödvändiga för att kunna ta fram och upprätthålla officiell statistik inom ovan angivna områden.
- Potentialen för att producera officiell statistik av andra indikatorer från PRINCE 1 (mark, materialflöde och vatten) kräver ytterligare utredning.
- Potentialen för ökad policyanvändning av konsumtionsbaserade metoder är fortsatt stor.

## Inledning

Framstegen inom både policylandskap och datakapacitet under de senaste tio åren har kraftigt ökat betydelsen av konsumtionsbaserade indikatorer. I Sverige ligger PRINCE-projektet (Policy-Relevant Indicators for National Consumption and Environment, eller på svenska: policyrelevanta indikatorer för nationell konsumtion och miljö) i framkanten av denna utveckling. Det första PRINCE-projektet pågick mellan 2015 och 2018 med målet att utforska olika sätt att förbättra och utöka uppsättningen av indikatorer som används för att uppskatta miljöbelastningen kopplad till svensk konsumtion, både inom Sverige och utomlands. Denna rapport har tagits fram i det andra PRINCE-projektet (PRINCE 2). Målen för PRINCE 2 är följande:

- Att kommunicera resultatet av PRINCE 1 till Naturvårdsverket och andra berörda parter
- Att sammanfatta användningen av resultaten från PRINCE 1 inom policys och andra områden
- Att vidareutveckla data och indikatorer inom följande områden, i syfte att etablera nya indikatorer och officiell statistik för att mäta miljöpåverkan från svensk konsumtion:
  - fiske
  - tropisk avskogning



- biologisk mångfald
- kemikalier.

## PRINCE 1: Forskningsresultat

Ett av de viktigaste resultaten av det första PRINCE-projektet var den miljöexpanderade input-output-modellen för att beräkna konsumtionsbaserade indikatorer för Sverige (PRINCE-modellen). Det är en så kallad kopplad modell. Den här modellen har två stora fördelar. För det första använder den Sveriges officiella ekonomiska statistik och miljöstatistik för att beräkna vilken miljöpåverkan den svenska produktionen har, i kombination med verkliga data från databasen EXIOBASE om ekonomisk produktion och relaterad miljöpåverkan i den globala ekonomin för att beräkna den miljöbelastning som uppstår till följd av Sveriges import. Enklare modeller skulle endast använda svenska data och tillämpa modellantaganden för att bedöma miljöbelastningen från importerad produktion. För det andra så kombinerar modellen dessa två datakällor utan att kräva komplexa och betungande procedurer för ombalansering för den stora datamängd som krävs.

PRINCE 1 utvecklade miljöindikatorer för svensk konsumtion inom följande områden:

- materialanvändning (inklusive: biobaserade material, fossila bränslen, metaller och icke-metalliska mineraler)
- vattenanvändning ("blå" vattenförbrukning)
- markanvändning och förändrad markanvändning (tropisk avskogning)
- utsläpp av växthusgaser (koldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>), dikväveoxid (N<sub>2</sub>O))
- andra luftföroreningar (partiklar (PM10, PM2.5), kväveoxider (NO<sub>x</sub>), svavel-dioxid (SO<sub>2</sub>))
- energianvändning (fossila bränslen och biobränslen redovisas separat)
- användning av farliga kemiska produkter (HCP)
- användning av veterinärmedicinska antibiotika i livsmedelsproduktion
- användning av pesticider i livsmedelsproduktion
- utsläpp av farliga kemikalier
- potentiella effekter från utsläpp av farliga kemikalier.

För de flesta, men inte alla, av dessa områden togs tidsserier fram för åren 2008 till 2014. Slutrapporten från det första PRINCE-projektet och de data som togs fram där finns fritt tillgängliga på PRINCE hemsida ([www.prince-project.se](http://www.prince-project.se)). Dessa ger den mest kompletta bilden av Sveriges globala konsumtionsbaserade miljöpåverkan som hittills varit tillgänglig.

Resultaten visar att Sveriges konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp minskade med nästan 20 % per capita mellan 2008 och 2014 (Steinbach et al. 2018, Palm et al. 2019). Statistiska centralbyrån (SCB) har sedan dess förlängt tidsserien till 2019, som en del i sin officiella statistikproduktion, och där de senare åren visar en liknande nedgångstakt som föregående år. Även om det är ett steg i rätt riktning krävs ytterligare och snabbare minskningar för att uppnå Parisavtalets klimatmål om 1,5 graders uppvärmning och undvika de värsta effekterna av klimatförändringarna. Resultaten visar också att utsläppen som sker utomlands är större än de som sker inrikes. Liknande tendenser ses även för andra luftföroreningar som kväveoxider, svaveloxider och partiklar.

Indikatorer för användningen av farliga kemiska produkter, veterinärmedicinska antibiotika, och bekämpningsmedel, liksom utsläpp och potentiella toxikologiska effekter på ekosystem och människor av vissa farliga ämnen, utvärderades i PRINCE 1 under ett års tid (2014). För samtliga indikatorer skedde merparten av användningen, utsläppen och påverkan från svensk konsumtion utomlands. De olika kemikalieindikatorerna identifierade olika produktgrupper och länder som de viktigaste vilket tyder på att de kompletterar varandra (Persson et al. 2019). PRINCE 2 bygger vidare på detta arbete och de experimentella tidsserier som utvecklats för utvalda kemikalieindikatorer, (se kapitel 5 nedan).

PRINCE 1 undersökte även användningen av mark, material och vatten. För naturresurser var tendenserna något annorlunda. Förhållandet mellan markanvändning och svensk konsumtion ändrades inte nämnvärt under den undersökta tidsperioden. Det kunde också noteras också att svensk konsumtion kräver större markanvändning inom Sverige än utomlands. Även den totala materialförbrukningen var ganska konstant under tidsperioden. De flesta material som används för svensk konsumtion kommer från utlandet (Palm et al. 2019; Steinbach et al. 2018). Den totala materialanvändningen kan vidare delas in i biobaserade material (28 % av totalen för år 2014), fossilbaserade material (22 %), metalliska material (17 %) och icke-metalliska mineraler (33 %) (Fauré et al. , 2019). När det gäller vattenanvändning skedde en liten minskning mellan 2008 och 2014 (Steinbach et al. 2018; Palm et al. 2019). Det vatten som krävdes för svensk konsumtion användes till största del utomlands.

PRINCE 1 inkluderade också flera sektoriella och metodiska studier. Cederberg et al. (2019) studerade exempelvis Sveriges matkonsumtion och kunde visa att en avsevärd andel av miljöbelastningen uppstår i EU och Latinamerika. En särskild studie kopplad till detta visade att tropisk avskogning till följd av svensk konsumtion gav upphov till betydande utsläpp av växthusgaser, som annars inte är inkluderade i Sveriges totala konsumtionsbaserade utsläpp (Pendriell, Persson, Godar, & Kastner, 2019). Arbetet med tropisk avskogning har följts upp i PRINCE 2 och redovisas i kapitel 4 nedan. Den särskilda studien om fiske från PRINCE 1 (West et al., 2019) har också följts upp och redovisas i kapitel 6. En sektorsstudie om konsumtionen av informations- och kommunikationsteknologiprodukter i Sverige har visat att reboundeffekter kan vändas genom att rikta konsumtionen mot produkter med lägre utsläppsintensitet (Joyce et al., 2019). Andra studier i PRINCE 1 omfattade maritima utsläpp (Schim van der Loeff, 2018), vattenbrist (West, 2018) liksom flera metodstudier (t.ex. Dawkins et al. 2019; Moran et al. 2017).

## PRINCE 1 i policy och statistik

De beräkningsförbättringar som PRINCE-modellen lyckades ta fram var en avgörande faktor när Naturvårdsverket mot slutet av 2018 rekommenderade att konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp för Sverige bör publiceras som officiell statistik. Den officiella statistiken över växthusgasutsläpp används som en indikator för att följa utvecklingen mot generationsmålet och miljö kvalitetsmålet ”Begränsad klimatpåverkan”. Den används också i Sveriges nationella uppföljning av Agenda 2030 för hållbar utveckling.

Framgångarna inom PRINCE-projektet uppmärksammades också i samband med den svenska regeringens beslut att tillsätta en utredning för att ta fram nationella konsumtionsbaserade mål för utsläpp av växthusgaser. Den svenska parlamentariska utredningen Miljömålsberedningen kommer att presentera sina resultat tidigt under 2022 och har använt sig av den officiella statistiken under hela sitt arbete.

PRINCE-modellen har även tillämpats av SCB för att beräkna miljöindikatorer för Boverket. Indikatorerna används för att följa upp det nationella miljö kvalitetsmålet "God bebyggd miljö". Dessa data omfattar inte bara utsläpp av växthusgaser utan även svaveloxider (SO<sub>x</sub>), kväveoxider (NO<sub>x</sub>) och partiklar.

SCB spelar en aktiv roll i utvecklingen av konsumtionsbaserad miljöstatistik världen över, sprider information om PRINCE-modellen och utvecklar processer för att förbättra aktualiteten i dataproduktion. SCB har också tillämpat detaljerade utgående data från PRINCE-modellen i forskningsprogrammet Mistra Sustainable Consumption. Syftet är här att utvärdera potentialen för hur hållbar konsumtion, som idag praktiseras av ett fåtal, kan bidra till minskat konsumtionsbaserat miljötryck genom att göra detta handlande mainstream, något för hela befolkningen.

Resultaten i PRINCE 1 om riskerna med avskogning har fått policygenomslag i Europaparlamentet och kommissionen och planeras att användas i indikatorer för konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp i Danmark. Resultaten från PRINCE 1 inom en rad olika områden, som avskogning och vattenbrist, har utvecklats vidare för att tillhandahålla övervakningsindikatorer för Storbritanniens 25-åriga miljöplan.

## Gapanalys: Avskogning

Gapanalysen av avskogning i PRINCE 2 har fokuserat på de växthusgasutsläpp som uppstår till följd av förändrad markanvändning. I PRINCE 2 har avskogningsmodellen förbättrats på ett antal olika sätt, inklusive modellering för individuella grödor, möjligheten att skilja ut skogsförluster i förvaltade plantager, uppskattningar av betesmarkens utbredning i Brasilien och tillskrivning av skogsförlust för nötkött kontra läder. Den resulterande tidsserien visar att de konsumtionsbaserade utsläppen av växthusgaser till följd av avskogning år 2018 var 2,8 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Det är en minskning med 34 % jämfört med 2005. Resultaten visar på divergerande tendenser för olika livsmedelsgrupper. Även om utsläppen av växthusgaser från avskogning till följd av Sveriges konsumtion av brasilianskt nötkött är mycket lägre än under 2005 har de stadigt ökat igen sedan 2011. Det har också skett ökade utsläpp till följd av konsumtion av indonesisk palmolja. Avskogningsrelaterade växthusgasutsläpp relaterade till andra livsmedelsprodukter har minskat mellan 2012 och 2018, från 2,3 till 0,9 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Växthusgasutsläpp från avskogning som inte härrör från livsmedelskonsumtion har legat relativt konstant, runt 1 miljon ton koldioxidekvivalenter under hela denna tidsperiod.

Potentialen för att använda de metoder och data som utvecklats för att bedöma avskogningsrelaterade växthusgasutsläpp, för produktion av officiell statistik presenteras i kapitel 4.

## Gapanalys: Biologisk mångfald

I PRINCE 2 utfördes scopingarbete för att undersöka potentiella biologiska mångfaldsmått för konsumtionsbaserad redovisning. En genomgående slutsats från scopingarbetet är att biologisk mångfald är mycket mer komplext än exempelvis mätning av växthusgasutsläpp. Detta hänger ihop med de komplicerade förhållanden som existerar mellan olika organismer och biofysiska flöden som utgör ekosystemen och gynnar den biologiska mångfalden. En följd av denna komplexitet är att de mätvärden som används alltid utgör en förenklad representation av den biologiska mångfald som mäts. Därför har vi i scopingarbetet gjort ett antal avgränsningar av olika mått – mått på fotavtryck som enbart täcker markanvändning till följd av ekonomiska aktiviteter och sektorer, mått som direkt uppskattar effekterna på biologisk mångfald, och mått som utvärderar ekosystemtjänster (dvs. de tjänster som tillhandahålls av ekosystem som direkt utnyttjas av människor). Studien identifierade också ett antal olika typer av mått inom de som utvärderar effekterna på biologisk mångfald: ansatser för att *bedöma hot* mot arter som härrör från specifika industrisektorer; ansatser som bedömer förändringar i biologisk mångfald baserat på modellerade samband av förändringar i marktäcket, och ansatser som kopplar samman produktionssystem med olika arters utbredningsområden. Scopingarbetet identifierade också aktuell forskning med hjälp av dessa tre typer av mått.

En ytterligare egenskap hos denna mätkomplexitet är att det kan vara användbart att tillämpa flera olika separata mått som ger en rikare förståelse av de uppmätta effekterna på den biologiska mångfalden. Det är möjligt att producera tidsserier för många biologiska mångfaldsmått för svensk konsumtion från en databas producerad för experimentell statistik med liknande mått för Storbritannien. Svensk konsumtion kan bedömas i databasen utefter avverkad areal, tropisk avskogning, förväntad artförlust och artrikedom. Uppdateringar av databasen som helhet, inklusive senare referensår, diskuteras för närvarande.

I ljuset av den ökande tillgängligheten av relevanta mått, rekommenderar vi att olika enkla mått tas i bruk med en gång för att bedöma Sveriges konsumtionsbaserade effekter på den biologiska mångfalden. Samtidigt utvecklas det här området snabbt. Det är därför viktigt att regelbundet granska de mått som används i ljuset av förändrad tillgång på data, modelleringsmöjligheter och skiftande konsumtionsbruk.

## Gapanalys: Fångstfiske och vattenbruk

De datakällor från FAO som användes i PRINCE 1 för att beräkna de konsumtionsbaserade indikatorerna för fiske har här kompletterats med data från Sea Around Us-databasen från University of British Columbia. Den här ytterligare datakällan gjorde det möjligt att inkludera region- och artspecifika uppskattningar av fångstmetoder och utkast. Sveriges konsumtion av vildfångad fisk har minskat med över två tredjedelar mellan 1998 och 2018. Enligt beräkningar i PRINCE 2 av de vanligaste fångstmetoderna är flyttrålning (pelagisk trålning) den typ som minskat allra mest, med nedgångar på runt 90 % mellan 1998 och 2018. Trots att bottenrålning har minskat i absoluta tal mellan 1998 och 2018, har dess *relativa betydelse ökat* för Sveriges fiskkonsumtion. Ytterligare valideringsarbete krävs i förhållande till de tidsserier som utvecklats i PRINCE 2 för vildfångad fisk innan indikatorerna kan beaktas för användning i officiell statistik.

PRINCE 2 har byggt vidare på PRINCE 1 genom att ta sig an svensk konsumtion av vattenbruksprodukter, även med FAO-data som indata. Resultaten visar att under de senaste två decennierna kommer nästan 50 % av den svenska konsumtionen av vattenbruksprodukter från norsk produktion. De visar också att nästan 50 % av den svenska konsumtionen utgörs av lax (*Salmo salar*). Det kan också konstateras att just laxodlingar har relativt höga fosfatutsläpp per ton levande fiskvikt jämfört med system för andra odlingsarter. Ytterligare arbete krävs för att producera fler konsumtionsbaserade indikatorer för vattenbruk i Sverige, som exempelvis indikatorer för eutrofieringseffekter till följd av vattenbruk.

## Gapanalys: Kemikalier

Gapanalysen i PRINCE 2 inom kemikalieområdet tog fram tidsserier från 2008 till 2019 för Sveriges konsumtionsbaserade användning av farliga kemiska produkter, veterinärmedicinska antibiotika och bekämpningsmedel.

Indata för veterinärmedicinsk antibiotikaanvändning baserades på de tidsserier som finns tillgängliga hos ESVAC, den europeiska databasen för användning av veterinärmedicin, (European Surveillance of Veterinary Antimicrobial Consumption). Veterinär antibiotikaanvändning i andra länder extrapolerades från europeiska data med hjälp av ekonomiska data från EXIOBASE. Resultaten visar att Sveriges konsumtionsbaserade användning av veterinär antibiotika har minskat med nästan 50 % mellan 2008 och 2019. Under hela denna tidsserie var andelen av Sveriges konsumtionsbaserade veterinärmedicinska antibiotikaanvändning som kom från svensk produktion, endast 10 % eller mindre av Sveriges totala konsumtionsbaserade användning. Detta trots att majoriteten av animaliska produkter som konsumeras i Sverige (kött, ägg och mejeriprodukter) produceras inhemskt. Den nödvändiga extrapoleringen av indata till icke-rapporterande länder (dvs. länder utanför Europa) kan leda till en underskattning för produkter från dessa länder; emellertid utgör de dock bara en liten del av Sveriges konsumtionsbaserade veterinärmedicinska antibiotikaanvändning.

Sveriges konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel var relativt oförändrad mellan 2008 och 2019, med små fluktuationer totalt sett över tidsserierna. Andelen av den konsumtionsbaserade pesticidanvändningen som härrör från Sveriges inhemska produktion minskade däremot under samma period med nästan 40 %. Under 2019 svarade Sveriges inhemska produktion för mindre än 20 % av Sveriges totala konsumtionsbaserade pesticidanvändning, och där över 50 % kom från produkter importerade från övriga Europa. Indata om pesticidanvändning kommer från FAO:s globala databas och antas därför vara av hög kvalitet.

Indata för Sveriges konsumtionsbaserade användning av farliga kemiska produkter (HCP) extrapolerades geografiskt från Kemikalieinspektionens tidsserier för HCP-användning i Sverige klassificerad efter varuproducerande branscher till resten av världen. Resultaten visar att Sveriges konsumtionsbaserade användning av HCP har ökat med över 50 % från 8,0 miljoner ton 2013 till 12,5 miljoner ton 2019. HCP-användningen inom de svenska varuproducerande branscherna utgör minst 35 % av Sveriges konsumtionsbaserade användning. Produkter som importeras från andra delar av Europa utgör nästan 50 % av Sveriges konsumtionsbaserade användning av HCP, resten kommer huvudsakligen från Kina och USA. Det visade sig att den geografiska extrapolering som användes för HCP gav upphov till data

som skilde sig avsevärt från Eurostats data med motsvarande omfattning. I arbetet konstaterades också mindre avvikelser i indata från Kemikalieinspektionen, även om det bedömdes att dessa inte ledde till några betydande förändringar vad gäller resultaten för de presenterade tidsserierna.

Kemikaliearbetet i PRINCE 2 visade på möjligheten att använda metoderna och indatan för pesticider och veterinärantibiotika för att producera officiell statistik för Sverige. För farliga kemiska produkter (HCP) är det däremot nödvändigt att undersöka datakällorna ytterligare och förbättra metodiken.

## Officiell statistik

De indikatorer som utvecklats (eller som är fallet när det gäller biologisk mångfald, är möjliga att utveckla) utvärderades enligt riktlinjerna för framställning av officiell statistik. Särskilt fokus har legat på tre av de fem lagstadgade kriterierna för statistisk kvalitet – relevans, noggrannhet samt sammanvändbarhet och jämförbarhet.

Indikatorerna uppfyllde inom samtliga områden för gapanalys de relevanta kvalitetskriterierna sett mot bakgrund av det stora policyintresset för vart och ett av dessa områden. När det gäller förändrad markanvändning till följd av avskogning, bekämpningsmedel och användning av veterinär antibiotika visade gapanalyserna också på möjligheten att ta fram informativa och sammanhängande tidsserier enligt väl etablerade och förankrade metoder, och uppfyller därför kriterierna för ”samanvändbarhet och jämförbarhet”. Källdata för indikatorerna är också antingen baserad på väletablerad referentgranskad forskning eller producerad som officiell statistik enligt institutionella mandat. Därmed bedöms indikatorerna uppfylla kriterierna för ”noggrannhet” enligt riktlinjerna för officiell statistik. Den rigorösa noggrannhet som tillämpades i gapanalyserna avslöjade samtidigt indikatorernas begränsningar. Det är viktigt att ha en väl utvecklad förståelse för sådana begränsningar i statistikproduktion. I arbetet med att producera officiell statistik är det nödvändigt att dessa begränsningar, såsom skillnader i datainsamlingsförfaranden mellan referensår i tidserien eller den aggregeringsnivå som är bäst lämpad för att använda indikatorerna, verkligen registreras och kommuniceras som en del i publiceringsförfarandet.

Ytterligare analys, och eventuellt metodutveckling, krävs också för att indikatorer för användning av farliga kemiska produkter, fångstfiske, vattenbruk och biologisk mångfald ska kunna övervägas för officiell statistik.

De andra två kriterierna för statistisk kvalitet, ”aktualitet och punktlighet” och ”tillgänglighet och tydlighet”, prioriterades inte i analysen av de indikatorer som tagits fram i gapanalyserna. Detta eftersom bedömningen var att de processer och rutiner som finns på SCB kommer att ligga till grund för att uppnå dessa kriterier i en eventuell framtida produktion av tidsserier för officiell statistik. Slutligen kan man notera att för att ta steget från den experimentella tidsserie som presenteras i PRINCE 2 till framställning och upprätthållande av officiell statistik för indikatorerna krävs det också att nödvändiga mänskliga och ekonomiska resurser finns tillgängliga.

## Framtidsbedömning

Båda PRINCE-projekten har tillfört en värdefull möjlighet till samverkan mellan policyskapande, statistikproduktion och forskning. Resultaten från det första PRINCE-projektet har byggts vidare på för statistikproduktion och forskning de senaste åren, både i Sverige och utomlands. Ett särskilt betydelsefullt steg är arbetet med att ta fram ett officiellt mål för Sveriges konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser.

PRINCE 2-projektet har visat på PRINCE-arbetets ytterligare potential att svara på nya policybehov. Med detta sagt är PRINCE-modellens centrala policyrelevans att den kopplar samman miljödata på makronivå med ekonomiska data relevanta för beslutsfattande på många nivåer både inom myndigheter och i den privata sektorn. Därför bör de policytillämpningar som redovisats hittills betraktas som en början i arbetet med att tillämpa konsumtionsbaserade och relaterade indikatorer.

# 1. Inledning

Sverige har åtagit sig ”att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser”. Detta är Sveriges generationsmål<sup>1</sup> – själva grunden för Sveriges miljömål. Men hur kan vi veta att Sverige är på rätt spår? Hur undersöker vi om Sverige gör förbättringar inrikes på bekostnad av miljö- och hälsoproblem utomlands? Miljöpåverkan inom Sveriges gränser kan stadigt minska i takt med att Sverige minskar koldioxidutsläppen och håller sig till strikta miljöstandarder, men mycket av det som Sverige konsumerar tillverkas utomlands och transporteras till Sverige via komplexa globala leveranskedjor. Många av dessa globala leverantörskedjor går genom länder som saknar motsvarande lagstiftning som Sverige har vad gäller miljö och socialt ansvar.

Sverige har tillgång till bra data om miljöprestanda på landets gårdar, fabriker och transport- och energisystem. Med det sagt uppgår Sveriges import till över 40 % av den inhemska ekonomin. Sveriges miljörelaterade åtaganden gör att vi även måste övervaka miljöbelastningen kopplad till importerade varor och tjänster.

Det här är bakgrunden till det första PRINCE-projektet (Policy-Relevant Indicators for National Consumption and Environment) som pågick mellan 2015 och 2018. Projektet finansierades med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag. Målet med det första PRINCE-projektet var att utforska olika sätt att förbättra och utöka uppsättningen av indikatorer som används för att uppskatta den miljöbelastning som är kopplad till svensk konsumtion, både inom Sverige och utomlands. Föreliggande rapport har tagits fram i det andra PRINCE-projektet (PRINCE 2). Målen för PRINCE 2 är följande:

- Kommuniera resultaten av PRINCE 1 till Naturvårdsverket (NVV) och andra viktiga berörda parter.
- Sammanfatta användningen av resultaten från PRINCE 1 i policy och andra områden.
- Utveckla data och indikatorer vidare inom följande områden, i syfte att etablera ny officiell statistik för att mäta miljöpåverkan från svensk konsumtion:
  - fiske
  - tropisk avskogning
  - biologisk mångfald
  - kemikalier.

De följande avsnitten i denna rapport följer de mål för PRINCE 2-projektet som har beskrivits ovan. I kapitel 2 presenteras resultaten av PRINCE 1-projektet, dess policygenomslag i och utanför Sverige och diskuterar vilken ytterligare potential det finns att använda resultaten i policys. Efterföljande kapitel presenterar var och en av de gapanalyser som utförts i PRINCE 2 i tur och ordning.

---

<sup>1</sup> <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/generationsmalet/>



I kapitel 7 diskuteras potentialen för att använda indikatorer inom områdena för gapanalyser för att producera officiell statistik för Sverige. Slutligen görs i kapitel 8 en framtidsbedömning av policyrelevansen för PRINCE.

Var och en av gapanalyserna har tagit som utgångspunkt slutresultaten av det första PRINCE-projektet (med undantag för biologisk mångfald, som inte var en del av PRINCE 1) inom det berörda området med syftet att bygga vidare på dem sett mot bakgrund av målen för PRINCE 2, som angetts ovan. I praktiken innebär det att omfattningen och förfaringsättet för varje gapanalys varierar. Detta gäller särskilt den biologiska mångfalden, som inte beaktades i det första PRINCE-projektet.

Begreppet ”konsumtion” betyder olika saker inom olika vetenskapliga traditioner och sammanhang. I PRINCE-projekten generellt och i denna rapport används begreppet för att referera till konsumtion i betydelsen den inhemska ekonomins slutliga användning.

Vidare diskussioner om de olika användningarna av ordet ”konsumtion” presenteras i rutan ”Definitioner och terminologi” i bilaga 1.

## 2. PRINCE i forskning och policy

### De viktigaste resultaten

- I det första PRINCE-projektet utvecklades PRINCE-modellen, en hybrid miljö-utvidgad input-output-modell som kraftigt förbättrar beräkningsproceduren för konsumtionsbaserade miljöpåverkan.
- PRINCE-modellen har använts för att beräkna Sveriges konsumtionsbaserade miljöpåverkan för minst 19 olika indikatorer.
- Det finns en växande efterfrågan på konsumtionsbaserade indikatorer på övernationell, nationell och lokal policynivå.
- Viktiga policygenomslag av PRINCE-resultaten inkluderar:
  - Svensk utredning om nationella mål för konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser
  - övervakning av ett flertal svenska miljö kvalitetsmål – generationsmålet, god bebyggd miljö, begränsad klimatpåverkan
  - att forskningen inom PRINCE väckte intresse och påverkade utformningen av Storbritanniens 25-årsplan för övervakning av miljön.
- PRINCE indikatorer och metoder har stor utnyttjad policypotential när det gäller svenska miljö- och ekonomiska policies och mål.

Den utveckling som skett i policylandskapet och när det gäller datakapacitet under de senaste tio åren har kraftigt ökat potentialen för att konsumtionsbaserade indikatorer ska kunna påverka beslutsfattande. PRINCE-projektet har spelat en betydande roll i denna utveckling, både i och utanför Sverige.

Detta kapitel sammanfattar först forskningsresultaten från det första PRINCE-projektet och relaterad forskning som bedrivits sedan dess. Därefter presenteras policylandskapet för konsumtionsbaserade indikatorer, den roll PRINCE har spelat i policyutvecklingen så långt och den potentiella framtida rollen för PRINCE och konsumtionsbaserade metoder mer generellt.

Bilaga 7 innehåller en förteckning över alla de referentgranskade vetenskapliga artiklar som producerats i det första PRINCE-projektet.

### 2.1 PRINCE-modellen

Ett viktigt resultat av det första PRINCE-projektet är själva PRINCE-modellen i sig. Modellen använder sig av den allmänt vedertagna metodiken för miljöutvidgad input-output analys (EEIO). Det är en så kallad kopplad modell som använder två huvudkällor för indata:

- Sveriges officiella ekonomiska statistik och officiell statistik över miljö-påverkan ur ett produktionsperspektiv

- ekonomiska data och data över miljöpåverkan ur ett produktionsperspektiv för världsekonomin från den globala multiregionala input-output-databasen EXIOBASE.

Modellen kombinerar dessa data utan att behöva göra komplicerade beräkningar för att ombalansera detaljerade ekonomiska data om utbud och efterfrågan på produkter. Genom att använda EXIOBASE beräknar modellen även den miljöpåverkan som svensk konsumtion ger upphov till utomlands genom att använda verkliga data för den globala ekonomin som tidigare enklare metoder inte klarar av. Modellen presenteras mer i detalj i bilaga 1 och i Wood & Palm, 2016; Steinbach et al. 2018; Palm et al. 2019). Intressant nog har denna modelleringsmetod också använts i Danmark för de första rapporteringarna av konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp åt danska Klimatrådet.

## 2.2 Forskningsresultat i PRINCE 1 och framåt

### 2.2.1 Konsumtionsbaserade indikatorer för Sverige

PRINCE-modellen användes för att beräkna en bred uppsättning av indikatorer, i de flesta fall för en tidsserie från 2008 till 2014:

- växthusgasutsläpp
- andra luftföroreningar (partiklar (PM10, PM2,5), kväveoxider (NOx), svavel-dioxid)
- energianvändning (separat för fossila bränslen och biobränslen)
- användning av farliga kemiska produkter (HCP) (endast ett år)
- användning av veterinärmedicinska antibiotika i livsmedelsproduktion (endast ett år)
- användning av bekämpningsmedel i livsmedelsproduktion (endast ett år)
- utsläpp av farliga kemiska produkter (HCP) (endast ett år)
- potentiella effekter av farliga kemikalier (endast ett år).

Dessutom användes enbart EXIOBASE för att beräkna indikatorer från 2008 till 2014 för:

- materialanvändning (inklusive biobaserade material, fossila bränslen, metaller och icke-metalliska mineraler)
- vattenanvändning (blå vattenförbrukning)
- markanvändning.

Resultaten visar att Sveriges konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser generellt sett minskade mellan 2008 och 2014 (det sista året av PRINCE 1-analysen; Palm et al. 2019; Steinbach et al. 2018) med cirka 15 %. Resultaten visar också att de utsläpp som sker utomlands (cirka 60 % av de totala) är större än de inhemska (cirka 40 % av de totala). Liknande tendenser ses även för andra luftföroreningar: kväveoxider, svaveloxider och partiklar.

Konsumtionsbaserade indikatorer för användning av farliga kemiska produkter, användning av veterinärmedicinska antibiotika, användning av bekämpningsmedel, utsläpp av vissa farliga ämnen, och potentiella mänskliga och ekotoxikologiska effekter från utsläpp av vissa farliga ämnen utvärderades för ett enda referensår, 2014. För alla indikatorer skedde merparten av användningen, utsläppen och påverkan från svensk konsumtion utomlands. De olika kemikalieindikatorerna pekade ut olika produktgrupper och länder som de viktigaste, vilket tyder på att de kompletterar varandra (Persson et al. 2019). PRINCE 2 bygger vidare på detta arbete och har utvecklat en experimentell tidsserie, vilket beskrivs i kapitel 5.

För indikatorer för markanvändning, material och vatten användes EXIOBASE-modellen direkt, och inte PRINCE-modellen. För dessa naturresurser var tendenserna något annorlunda. Sveriges konsumtionsbaserade markanvändning var cirka 225 000 km<sup>2</sup> och förändrades inte nämnvärt mellan 2008 och 2014. Omkring 65 % av den totala markanvändningen skedde i inom Sverige, resten utomlands. Ett tillstånd av jämvikt som står i kontrast till balansen för många andra indikatorer som beräknats. Även den totala materialkonsumtionen var relativt konstant under samma tidsperiod, och låg på cirka 230 000 kiloton. Cirka 65 % av de material som används för svensk konsumtion kommer från utlandet (Palm et al. 2019; Steinbach et al. 2018). Den totala materialanvändningen kan vidare delas in i biobaserade material (28 % av totalen för år 2014), fossilbaserade material (22 %), metalliska material (17 %) och icke-metalliska mineraler (33 %) (Fauré et al. 2019). För vattenanvändningen skedde en mindre nedgång mellan 2008 och 2014 (Palm et al. 2019; Steinbach et al. 2018). Det vatten som krävdes för svensk konsumtion användes till stor del utomlands.

Förutom påverkan på miljön kan PRINCE-modellen även användas för att beräkna olika socioekonomiska effekter. Förädlingsvärdet här ökade mellan 2008 och 2014 i linje med konsumtionstillväxten (Palm et al. 2019). Däremot var sambandet mellan påverkan från inhemska och utländska källor här till stor del omvänt, jämfört med de flesta andra miljöeffekter, eftersom cirka 75 % av förädlingsvärdet från svensk konsumtion till största del uppstod i Sverige, till skillnad från effekterna på miljön som främst skedde utomlands (Persson et al. 2019). För alla indikatorer presenteras också resultaten för produktgrupperna, och de länder som bidrar mest till totalsummorna (Fauré et al. 2019; Steinbach et al. 2018).

## 2.2.2 Sektors- och metodstudier i PRINCE 1 och framåt

PRINCE 1-projektet inkluderade också flera sektoriella och metodiska studier. En sektorsstudie fokuserade på miljöpåverkan relaterad till svensk livsmedelskonsumtion (Cederberg et al. 2019). Den visar att Sverige lämnar ett betydande ekologiskt fotavtryck i andra länder, särskilt inom EU och i Latinamerika. Här ingick en särskild studie om hur växthusgasutsläpp relaterad till avskogning kan kopplas till handel (Pendrill, Persson, Godar, & Kastner, 2019). PRINCE 1 inkluderade även en särskild studie om fiskkonsumtion (West et al. 2019) som nu följs upp i en gapanalys i PRINCE 2, se kapitel 6 nedan. En sektorsstudie om konsumtionen av informations- och kommunikationsteknologiprodukter i Sverige visade också hur reboundeffekter av andra ordningen, med antagandet att hushållens konsumtionsutgifter är konstanta, kan beräknas med hjälp av PRINCE-modellen (Joyce et al. 2019). Den visade hur reboundeffekter kan upphävas, och leda till minskad miljöpåverkan, om konsumtionen riktas mot produkter med lägre utsläppsintensitet. Fler special-

studier presenteras i Steinbach et al. (2018). Slutligen visade en studie hur subnationella data om leveranskedjor kan integreras i konsumtionsbaserad redovisning för att förbättra den rumsliga specificiteten hos kopplingar mellan produktion och konsumtion (Croft et al. 2018).

Den viktigaste vattenindikatorn som beräknades i PRINCE 1 tog endast hänsyn till vattenanvändning. Effekten av vattenanvändning hänger dock i hög grad ihop med bristen på vatten i olika regioner. Mot bakgrund av detta testades metoder för att inkludera vattenbrist (West, 2018) i PRINCE 1. Sedan dess har det publicerats en rapport (Boulay et al. 2018) från en konsensuskapande process utförd av arbetsgruppen WULCA (the Water Use in Life Cycle Assessment) inom UNEP<sup>2</sup>-SETAC<sup>3</sup> i partnerskapet Life Cycle Initiative. Arbetsgruppen föreslår användning av AWARE-faktorer, som visar på den relativa mängden vatten som finns kvar inom ett avrinningsområde efter det att behoven från människor och de akvatiska ekosystemen har uppfyllts.

Data från PRINCE-projektet har använts i stor omfattning i en studie för forskningsprojektet Mistra Sustainable Consumption. I detta arbete användes PRINCE-data för att utvärdera förändringar i miljöpåverkan från hushållens konsumtion i Sverige mot bakgrund av den uppskalning av konsumtionsmetoder som för närvarande pågår inom en liten del av den svenska befolkningen. Studien utvecklade också scenarier för reboundeffekter som kan uppstå i samband med den konstaterade uppskalningen. Bedömningen gjordes för utsläpp av växthusgaser, markanvändning, användning av HCP, blå vattenkonsumtion, konsumtionsbaserat förädlingsvärde och sysselsättning.

### Tre olika perspektiv på miljöindikatorer

Konsumtionsbaserade miljöindikatorer utgör ett komplement till ett territoriellt perspektiv (som används i stor utsträckning i rapporteringen och målformuleringen inom FN:s ramkonvention om klimatförändringar) och till produktionsperspektivet (som är utgångspunkten för miljöräkenskaper enligt FN:s System for Environmental-Economic Accounting (SEEA)).

Det territoriella perspektivet omfattar all miljöpåverkan som uppstår på svenskt territorium. Produktionsperspektivet utgår från perspektivet ekonomisk produktion och omfattar direkt miljöpåverkan från alla svenska ekonomiska aktörer, oavsett var på jorden det äger rum.

För att beräkna produktionsbaserad miljöpåverkan utifrån territoriella mått krävs följande steg:

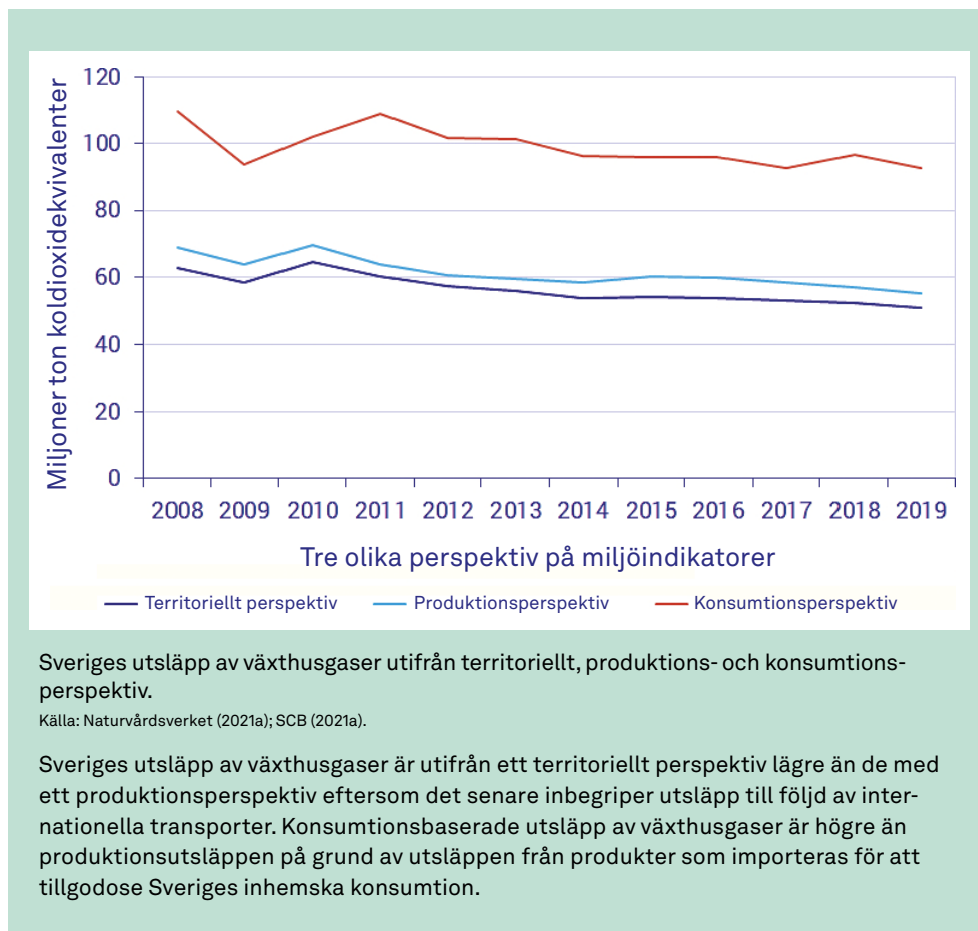
- Subtraktion av miljöpåverkan från utländska företag verksamma inom svenskt territorium. Detta inkluderar exempelvis utländska transportföretag som är verksamma i Sverige.
- Addition av miljöpåverkan från svenska företag utanför svenskt territorium. Detta omfattar främst internationella transporter utförda av svenska företag.

Konsumtionsperspektivet syftar till att utvärdera den miljöpåverkan som uppstår till följd av svenska ekonomiska aktörers konsumtion. Konsumtionsbaserat miljötryck kan beräknas utifrån det produktionsbaserade miljötrycket genom att:

- lägga till miljöbelastningar som uppstår från produkter som importeras av Sverige
- dra bort miljöbelastningar som uppstår från produkter som exporteras av Sverige.

<sup>2</sup> FN:s miljöprogram

<sup>3</sup> Society of Environmental Toxicology and Chemistry



## 2.3 Varför är konsumtionsbaserade indikatorer så viktiga för policy?

Konsumtionsbaserade miljöindikatorer erbjuder ett unikt perspektiv till stöd för olika hållbarhetspolicys. Den centrala policyrelevansen hos konsumtionsbaserade indikatorer, och hos de metoder som används för att producera dem, är att de kopplar samman miljöpåverkan med ekonomisk produktionsverksamhet, och det utbud och den efterfrågan som ligger bakom. Konsumtionsbaserade indikatorer bidrar därför, bland mycket annat, till att utmana beslutsfattare inom miljöområdet att våga se bortom gränserna för inhemsk produktion och nationella territorier. Detta är ett viktigt motiv för att använda konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser som indikator för att följa de framsteg som görs på vägen mot generationsmålet (se ovan och Naturvårdsverket, 2021b).

## 2.4 Policybehovet för konsumtionsbaserade indikatorer

Det finns idag en efterfrågan på konsumtionsbaserade indikatorer i det bredare policylandskapet. Mål 12 (hållbar konsumtion och produktion; FN, 2020a) och mål 8 (anständiga arbetsvillkor och ekonomisk tillväxt; FN, 2020b) i det globala samfundets Agenda 2030-system för hållbar utveckling innehåller båda en konsumtionsbaserad indikator (materiellt fotavtryck) för att övervaka framstegen. FN:s tioåriga ramprogram för hållbara konsumtions- och produktionsmönster (ingår i mål 12 ovan) omfattar områden som offentlig upphandling, utbildning om hållbara livsstilar, mat samt byggnader och anläggningsarbeten. Inom alla dessa områden kan en fortsatt utveckling av konsumtionsbaserade indikatorer ge värdefullt policystöd. På det nationella planet har Sverige antagit en strategi för hållbar konsumtion (Sveriges regering, 2016) som till stor del återspeglar prioriteringarna i FN:s 10-åriga ramprogram och mål 12 ovan. I början av 2022 kommer den svenska parlamentariska Miljömålsberedningen att presentera sina resultat från en utredning om nationella mål för konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser (detta beskrivs närmare i avsnitt 2.6.2 nedan).

Policybehoven av konsumtionsbaserade strategier för miljöindikatorer ökar också. Till exempel har koldioxidjusteringar – avgifter för produktimport baserat på de utsläpp av växthusgaser som härrör från deras produktion – föreslagits som en del av den europeiska gröna given (Europeiska kommissionen, 2021a). Konsumtionsbaserade miljöindikatorer erbjuder en utgångspunkt för att utvärdera specifika policyutformningar och för att följa upp politiska resultat. Ett resultat av FN:s ramkonvention om klimatförändringar (COP26) var en multilateral deklaration om avskogning och förändrad markanvändning (FN, 2021a) som följer efter lagstiftning om due diligence som är på gång att införas i EU (Europeiska kommissionen, 2021b).

## 2.5 Hur använder beslutsfattare konsumtionsbaserade indikatorer?

En nyligen genomförd forskningsstudie (Dawkins et al. 2021) som är nära kopplad till PRINCE-projektet frågade lokala och nationella beslutsfattare hur de använde konsumtionsbaserade indikatorer. Resultaten visar att den kvantitativa informationen i indikatorerna stöder beslutsfattarnas prioritering av åtgärder som syftar till hållbar konsumtion, exempelvis genom att identifiera särskilt utsläppsintensiva produkter som bär på mest utsläpp. Även om dessa data inte kan erbjuda någon absolut säkerhet när det gäller de exakta nivåerna av miljöpåverkan, så är de enligt beslutsfattarna ändå viktiga genom sin övergripande och vägledande funktion.

Resultaten från studien pekar också mot en mer övergripande betydelse. Konsumtionsbaserade indikatorer kan motverka tendensen att initiera policy ur ett snävt perspektiv utifrån isolerade enskilda industrier, till exempel transport- eller elproduktion, för att istället beakta hela leveranskedjor för producerade produkter. Beslutsfattarna noterade också att konsumtionsbaserade indikatorer ger en möjlighet att belysa betydelsen av beteendeförändringar för att minska miljöpåverkan och främja en djupare mer omvälvande förändring av miljöpolitiken. På lokal nivå konstaterade beslutsfattarna att konsumtionsbaserade indikatorer belyser upphand-

lingens betydelse som drivkraft för miljöpåverkan. Vissa hade även kunnat konstatera att ett skifte i perspektiv från produktion till konsumtion innebar en möjlighet att bidra till en djupare och mer omvälvande förändring av miljöpolitiken.

## 2.6 Användningen av resultaten från PRINCE 1 i policy och statistik

### 2.6.1 Sveriges officiella statistik över konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp

Metodutvecklingen av beräkningsförfarandet för Sveriges konsumtionsbaserade miljöpåverkan som uppnåddes i PRINCE-projektet (se Palm et al. 2019 och tidigare i detta kapitel) var en central faktor i Naturvårdsverkets rekommendation i slutet av 2018 att konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser ska publiceras som officiell statistik. Tidsserier för Sveriges konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser hade publicerats tidigare. Betydelsen av att publicera detta som officiell statistik är att det då produceras och uppdateras regelbundet enligt kvalitetskriterier fastställda i den svenska statistiklagen. Enligt denna lag ska uppgifterna publiceras med en omfattande dokumentation över den statistiska kvaliteten, vilket främjar insynen i de metoder och data som används. I praktiken publiceras också den officiella statistiken med en högre detaljnivå, med fler ingående variabler än vad som annars används för konsumtionsbaserade data.

Sveriges officiella statistik över konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser publicerades för första gången 2019 och har sedan dess uppdaterats årligen. De publicerade tidsserierna börjar 2008 och slutar med år T-2, där T är publiceringsåret. Tidsserierna som publicerades 2021 löpte därför mellan 2008 och 2019. Tidsserierna täcker Sveriges utsläpp av växthusgaser för följande variabler:

- utsläppskällor (inhemsk eller importerad produktion)
- utsläpp för varje del av den slutliga efterfrågan (hushållens konsumtion, offentlig konsumtion, investeringar och export)
- utsläpp för 50 produktgrupper enligt standarden för svensk produktklassificering efter näringsgren (SPIN)<sup>4</sup>
- utsläpp för privat konsumtion: statistiken presenteras också för 107 produktgrupper enligt den internationella klassificeringen över hushållens konsumtionsutgifter fördelade efter ändamål.

Till stor del på grundval av de framsteg som gjordes i det första PRINCE-projektet har SCB fått en ledande roll bland de nationella statistikkontoren inom konsumtionsbaserad statistik. Under 2020 ledde SCB en grupp statistikkontor och forskare från hela världen och kartlade och presenterade de metoder som idag används för att ta fram statistik för konsumtionsbaserade miljöpåverkan. Det resulterade i Eurostats statistiska arbetsdokument som omfattar metoder som används för att ta fram statistik över konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser, materialflödesredovisningar i råmaterialekvivalenter och experimentella metoder för beräkning av konsumtionsbaserad avfallsstatistik (Brown et al. 2021).

---

<sup>4</sup> Beräkningar har utförts för 91 produktgrupper som aggregerats ytterligare till 50 produktgrupper av sekretesskäl.



I ett pågående projekt finansierat av Eurostat undersöker SCB möjligheten att förbättra aktualiteten i statistiken över konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser. För närvarande produceras den officiella statistiken med en tidsfördröjning på cirka två år. Projektet undersöker möjligheten att istället producera en tidsserie med en tidsfördröjning på sex månader. Enligt det första utförda scopingarbetet finns följande inhemska uppgifter tillgängliga tillräckligt snabbt för att kunna användas för att ta fram data med förbättrad aktualitet:

- ekonomisk produktion med en hög detaljnivå
- utsläpp av växthusgaser med ett produktionsperspektiv
- data om utrikeshandel
- slutlig efterfrågan i ekonomin.

Det finns dock inga detaljerade data om insatsförbrukning i ekonomin (dvs. industrins egen produktefterfrågan). Genomförandet av den önskade förbättringen när det gäller aktualitet kräver därför ingående data om insatsförbrukning för senaste tillgängliga år och tabeller för ombalansering av de relevanta nivåerna av slutlig efterfrågan och industriell produktion. EXIOBASE innehåller redan preliminära data baserade på Internationella valutafonden och kan därför användas vid genomförandet av den önskade förbättringen av aktualiteten. Om arbetet med detta blir framgångsrikt skulle det med denna metod kunna vara möjligt att producera en experimentell tidsserie för konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser fram till referensåret 2021 redan i mitten av 2022.

## 2.6.2 Tillämpningar i policy och beslutsfattande i Sverige

### UTREDNING OM EN STRATEGI FÖR KONSUMTIONSBASERADE UTSLÄPP AV VÄXTHUSGASER FÖR SVERIGE

År 2020 gav regeringen Miljömålsberedningen i uppdrag att genomföra en utredning om att utveckla en strategi för konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser, inklusive möjligheten att fastställa ett nationellt mål. Utredningen undersöker också hur man kan bedöma och jämföra utsläppen av växthusgaser från Sveriges export och den offentliga upphandlingens roll i att driva på utsläppen av växthusgaser. I kommittédirektivet som reglerar utredningen hänvisades till de metodologiska framsteg som gjorts i det första PRINCE-projektet. Experter från SCB:s miljöredovisningsgrupp har varit med och bidragit under utredningens gång på många olika sätt. För det första har den officiella statistiken lagts fram och diskuterats med utskottets tvärparlamentariska ledamöter. För det andra rådfrågades SCB i samband med den del av undersökningen som bedömde utsläppen av växthusgaser för Sveriges export. Slutligen levererades detaljerade utgående data från de ursprungliga PRINCE-resultaten, tillsammans med detaljerade ekonomiska data, till stöd för den scenarioanalys som utfördes i samband med utredningen.

Utredningen är inriktad på utsläpp av växthusgaser, men konstaterar samtidigt att man bör uppmärksamma potentiella synergieffekter och konflikter med andra miljö kvalitetsmål. Därför är den breda uppsättningen av indikatorer som utvecklats i PRINCE-projekten mycket relevanta även för denna utredning.

## ÖVERVAKNINGSSINDIKATORER FÖR SVERIGES MILJÖKVALITETSMÅL OCH AGENDA 2030

Den metodutveckling som följer av det första PRINCE-projektet har också använts för att beräkna indikatorer som tagits fram av SCB:s miljöredovisningsgrupp för att övervaka framstegen som görs mot miljö kvalitetsmålet ”God bebyggd miljö”. Dessa data omfattar inte bara utsläpp av växthusgaser utan även svaveloxider (SO<sub>x</sub>), kväveoxider (NO<sub>x</sub>) och partiklar. Produktionen av indikatorer omfattar här modellering av miljöpåverkan från all ekonomisk produktion från bygg- och fastighetssektorerna tillsammans. Detta kräver en något annorlunda metod för modellering än den som används för att specifikt se på konsumtionsbaserad miljöpåverkan och har potential att tillämpas även inom andra ekonomiska sektorer.

Den officiella statistiken över konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser används vidare för att övervaka framstegen som görs när det gäller Sveriges generationsmål och målet om begränsad klimatpåverkan samt Agenda 2030-målen.

### ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN FÖR ANDRA BESLUTFATTARE

Uppgifter om utsläpp av växthusgaser är också viktiga när privata organisationer eller privatpersoner vill minska sitt koldioxidavtryck. För att kunna ta fram ett riktvärde, för att testa effekterna av olika val och för att övervaka utvecklingen kan klimatkalkylatorer vara användbara. De måste innehålla uppgifter om de utsläpp som är förknippade med olika produkter och produktgrupper. Data från PRINCE-projekten kan användas i det sammanhanget, både av konsulter som gör beräkningar för företag, organisationer och offentliga organ, och av online-kalkylatorer som kan användas av såväl individer som organisationer. Ett exempel på det senare är Svalna, och som använder just PRINCE-data.<sup>5</sup>

### 2.6.3 Policytillämpningar utanför Sverige

Den metod som utvecklats i PRINCE 1 för att uppskatta avskogning, och relaterade utsläpp av växthusgaser som ingår i produktion, handel och konsumtion av jord- och skogsbruksråvaror, har använts som underlag inom flera policyprocesser, och då främst i en europeisk kontext. Här kan särskilt lyftas fram de viktiga dokument som ligger till grund för lagstiftningsförslag om importerad avskogning från Europaparlamentet (Heflich, 2020) och Europeiska kommissionen (2021b) som använt sig av data som Pendrill et al. (2020) bidragit med om avskogningsrisker i EU:s import, både i en bredare betydelse för att motivera EU:s åtgärder och mer specifikt för att utforma föreslagna policys.

Enskilda europeiska länder har också börjat använda denna data: Storbritannien använder uppgifterna för indikatorer som ska beskriva jordbruksimportens effekter på klimat och biologisk mångfald (Croft et al. 2021) och den danska energimyndigheten använder dessa data för att ta fram indikatorer för konsumtionsbaserade koldioxidutsläpp för Danmark (Energistyrelsen, 2021). Dessutom används uppgifterna av ett stort antal miljöorganisationer som följer utvecklingen av, och ger policyrådgivning om, avskogning (t.ex. Ceres, 2020; Wedeux & Schulmeister-Oldenhove, 2021). Metoderna som används i PRINCE 1 är också helt avgörande för

---

<sup>5</sup> Svalna: <https://svalna.se/web/en/products/calculator>

att utveckla Storbritanniens miljöövervakning och policy. Tidigt 2018 publicerade Storbritannien en ny ”25-årsplan för att förbättra miljön”<sup>6</sup> som innehöll åtaganden om att lämna ett lättare fotavtryck på den globala miljön, och särskilt att stödja leveranskedjor för nollavskogning. Ett av målen med arbetet med den 25-åriga miljöplanen är att tillhandahålla en konsumtionsbaserad indikator som också möjliggör kopplingar till subnationella leveranskedjor, och där arbetet med att bana väg för dessa ansatser ursprungligen är baserat på resultatet av PRINCE projektverksamhet (Croft et al. 2018).

Utvecklingen av ramverket för indikatorerna för Storbritanniens regering beskrivs i Croft et al. (2021) och inkluderar för närvarande:

- Integrering av EXIOBASE för att förbättra täckningen av tidsserier (tidigare GTAP – global trade analysis project – data användes, och kan fortfarande användas som ett alternativ till EXIOBASE vid behov).
- Integrering av information om produktion och handel med trä och nötkött för att komplettera den befintliga täckningen av jordbruksråvaror från FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation (FAO).
- Integrering av karakteriseringsfaktorer för avskogning hämtade från Pendrill et al. (2020) som i sin tur bygger på andra resultat från PRINCE-projektet (Pendrill, Persson, Godar, & Kastner, 2019).
- Integrering av andra indikatorer som täcker vattenförbrukning och vattenbrist (baserat vattenavtryck på årsbasis och WULCA AWARE-faktorer), samt två enkla mätvärden kopplade till biologisk mångfald.
- Utveckling av en interaktiv instrumentpanel för att göra denna information tillgänglig<sup>7</sup>.

Vi har uppmärksammat att resultaten från släppta interimdata har använts för att stödja genomförandet av en kommande förordning om due diligence för leveranskedjor (Storbritanniens regering, 2020), ett nytt branschlett brittiskt sojamanifest<sup>8</sup> och ramverket har rekommenderats av Storbritanniens regering i en ny inlaga till konventionen om biologisk mångfald.<sup>9</sup>

En vidareutveckling av denna experimentella konsumtionsbaserade indikator planeras under de kommande 2–3 åren, med förbättringar som sannolikt kommer att inriktas på:

- vidare utveckling av miljöindikatorer, särskilt biologisk mångfald
- utvidgning till andra råvaror (t.ex. mineralprodukter)
- integrering av alternativa dataset/antaganden för att möjliggöra känslighetsanalys över olika metoder (t.ex. GTAP kontra EXIOBASE, alternativa fysiska handelsdata)
- vidare utveckling av funktioner i online-instrumentpanelen.

---

<sup>6</sup> <https://www.gov.uk/government/publications/25-year-environment-plan>

<sup>7</sup> [www.commodityfootprints.earth](http://www.commodityfootprints.earth)

<sup>8</sup> <https://www.uksoymanifesto.uk/>

<sup>9</sup> <https://s3.amazonaws.com/cbdocumentspublic-imagebucket-15w2zyxk3prl8/1e588e51b3c0baee3fa04d65cd2f588e>

## 2.7 Potentiella framtida policytillämpningar för PRINCE-projektets indikatorer och metoder

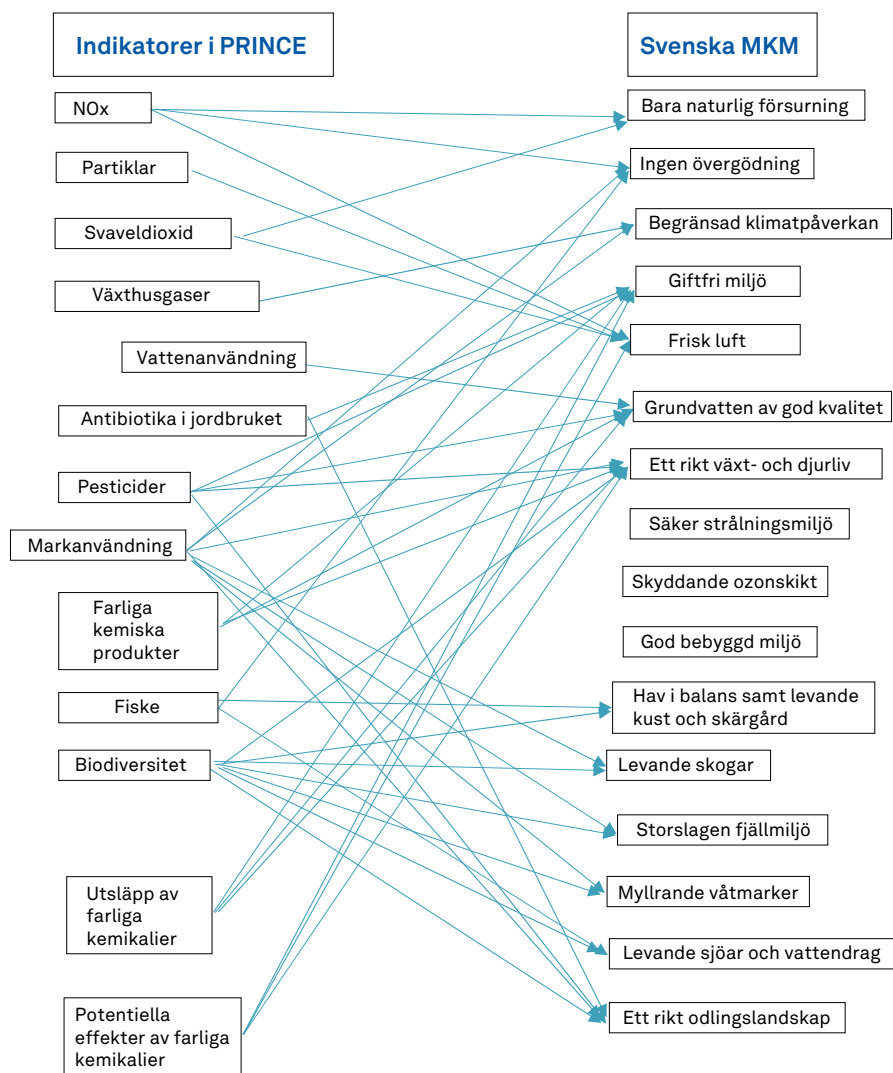
Utöver de specifika fall av policyanvändning som nämns ovan finns det för närvarande en outnyttjad övervakningspotential för de indikatorer som utvecklats inom PRINCE-projektet. Figur 1 visar de potentiella kopplingar som finns mellan de indikatorer som ingår i PRINCE-projekten (inklusive de gapanalyser som presenteras här) och Sveriges miljö kvalitetsmål. Utöver den övergripande formuleringen av generationsmålet innehåller det sju punkter som inbegriper återhämtning av ekosystem, bevarande av biologisk mångfald och natur- och kulturmiljö, god folkhälsa, effektiva materialkretslopp fria från farliga ämnen, hållbar användning av naturresurser, effektiv energianvändning och konsumtionsmönster som ska orsaka så lite miljöpåverkan som möjligt. Den sista punkten framhäver att miljöindikatorer som rör konsumtion bör omfatta många aspekter och att flera av PRINCE-indikatorerna därför är relevanta för att bedöma framstegen mot generationsmålet.

De delar av generationsmålet som betonar att resursanvändningen bör vara hållbar och effektiv antyder att indikatorer som rör mark, material och vatten kan vara av intresse och eventuellt utvecklas vidare. För närvarande övervakas användningen av markmaterial i relation till både de svenska miljö kvalitetsmålen och Agenda 2030. Det skulle också kunna vara intressant att följa upp detta ur ett konsumtionsperspektiv. Nationella och internationella policys för cirkulär ekonomi understryker ytterligare vikten av att övervaka materialanvändningen på detta sätt. För att kunna använda PRINCE-modellen behöver SCB utveckla sin materialredovisning. Det ska dock noteras att det för närvarande inte finns några svenska policy mål direkt relaterade till materialanvändning.

PRINCE-indikatorn för vattenanvändning är tydligt kopplad till mål 6 för hållbar utveckling om rent vatten. Indikatorn skulle kunna dra nytta av vidareutvecklingen av mått för vattenbrist som berördes i en metodstudie i PRINCE 1 (se avsnitt 2.2.2 ovan).

För PRINCE-indikatorer inom kemikalieområdet finns en tydlig koppling till generationsmålet, däribland punkten om att minimera påverkan på människors hälsa samt punkten att resurser ska användas effektivt och med minsta möjliga mängd farliga kemikalier som cirkulerar. Det finns också kopplingar till målen för hållbar utveckling samt till nationella och europeiska policys för cirkulär ekonomi och farliga kemikalier.

Som nämnts tidigare i det här kapitlet är själva huvudsyftet med konsumtionsbaserade indikatorer och de metoder som används för att ta fram dem att de ger oss en detaljerad koppling på makronivå mellan miljöpåverkan och de mått som används av beslutsfattare för att övervaka den nationella ekonomin. Potentialen för att använda metoderna från PRINCE-modellen och andra konsumtionsbaserade modeller för att informera ekonomisk policy ur ett miljöperspektiv bortom konsumtion har belysts i avsnitt 2.6.2 i denna rapport. De två främsta exemplen här är att utvärdera av miljöpåverkan kopplad till nationell import och export och att vägleda offentlig upphandling. Samtidigt föreligger en outnyttjad potential att använda metoderna från PRINCE för att utvärdera och följa exempelvis statlig stimulanspolitik, räntesättning och transaktionerna inom den finansiella sektorn.



Figur 1: Schematisk bild som visar kopplingarna mellan områdena för PRINCE indikatorer (till vänster) och de 16 svenska miljökvalitetsmålen (MKM) (till höger).

## 3. Gapanalys: Biologisk mångfald

### De viktigaste resultaten

- Sverige bör snarast gå vidare med att införliva enkla, men ändå ”ändamålsenliga”, mått på effekterna för den biologiska mångfalden i sina konsumtionsbaserade räkenskaper för att biologisk mångfald ska tillåtas ingå i policyprocesser kring handel och hållbarhet.
- Mått och verktyg bör ses över för att överväga om nya och potentiellt mer komplexa mått ska införlivas.
- I synnerhet bör man också utvärdera potentialen till förbättring inom de områden med påverkan på biologisk mångfald som är mindre väl undersökta eller där data är mindre tillgängliga – till exempel kopplingar mellan föroreningar och artförluster, och effekter i icke-landbaserade miljöer kopplade till konsumtion.
- Stöd bör särskilt ges till underhåll av datamängder och verktyg för att hålla dem aktuella och responsiva.

### 3.1 Inledning

I det första PRINCE-projektet inkluderades inte den biologiska mångfalden uttryckligen, även om den har starka kopplingar till markanvändning och tropisk avskogning<sup>10</sup>, som var inkluderade. I de följande avsnitten beskriver vi några av de befintliga tillvägagångssätt och alternativen som finns tillgängliga för att använda mått för biologisk mångfald inom ramen för en miljöutvidgad multiregional input-output-modell (MRIO). Vårt fokus på förluster av biologisk mångfald som telekopplas till svensk konsumtion motiverar användningen av råvaruspecifika MRIO-modeller och styr oss i riktning mot mått som tar hänsyn till markomvandlingens effekter på den biologiska mångfalden, vilket idag är den främsta drivkraften bakom förlusten av biologisk mångfald på land.

#### 3.1.1 Internationella policykrav

Vi måste ta itu med förlusterna av den biologiska mångfalden och den globala efterfrågan som orsakar dem. De globala målen för hållbar utveckling utgör en övergripande inramning – särskilt i mål 14 och 15 (FN, 2015) – som förbinder internationella regeringar att skydda och återställa biologisk mångfald. Det är också

---

<sup>10</sup> Vi hänvisar till ”tropiska” skogar för bekvämlighetens skull, men notera att vi genom hela denna studie, med denna term avser att inkludera både tropiska och subtropiska skogar, på det sätt som används i analyserna av Pendrill et al. (2019a).

uppenbart att förlusten och försämringen av biologisk mångfald och ekosystemtjänster är förknippat med påtagliga risker för att målen för hållbar utveckling, över hela spektrumet, inte ska kunna uppnås. Det kommer bli svårt eller rentav omöjligt att uppnå dem utan att först ta itu med effekterna av våra ohållbara konsumtionsbeteenden på vår naturliga miljö.

”Superåret” för biologisk mångfald 2020 blev försenat men kom så småningom med en rad internationella möten och åtaganden. Biologisk mångfald uppmärksammades i FN:s ramkonvention om klimatförändringar COP26 – särskilt de internationella marknadernas roll när det gäller att driva på avskogning och förlust av biologisk mångfald uppmärksammades, genom the Forest, Agriculture and Commodity Trade (FACT) dialogue (Tropical Forest Alliance, 2021). Biologisk mångfald fanns också med i G7-ländernas senaste fördrag: ”Som avancerade ekonomier och stora konsumenter inom globala leverantörskedjor och marknader inser vi vår unika roll och erkänner den negativa och ohållbara inverkan som vår ekonomiska verksamhet kan ha på natur och djurliv, både utomlands och på hemmaplan” (G7, 2021). 2021 innebar också en viktig milstolpe när FN:s statistikkommission antog en ny statistisk standard för ekosystemräkenskaper (SEEA EA). Även om den inte tillhandahåller ett särskilt konto för biologisk mångfald finns det överlappningar, till exempel förekomsten av ekosystemtyper och tillståndsredovisningar avseende de särskilda egenskaperna för biotiska ekosystem (FN, 2021b). Däremot beaktas fortfarande inte frågan om att utveckla mekanismer och åtgärder för att övervaka och rapportera förlusten av biologisk mångfald utomlands på ett tillfredsställande sätt. Mot bakgrund av den första globala bedömningen av biologisk mångfald sedan 2005, som belyste de betydande och pågående minskningarna av biologiska mångfald och dess tjänster (FN:s forskarpanel för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, 2019), och det faktum att de flesta av Aichimålen för biologisk mångfald inte uppnåtts, är konventionen om biologisk mångfald, COP15, avgörande för att fastställa åtgärder för ramagendan efter 2020, och förekomsten av verktyg för att övervaka framstegen kommer att vara avgörande.

På senare år har det funnits ett stort intresse för att identifiera och eliminera avskogning från globala leveranskedjor. Detta inkluderar föreslagen due diligence-lagstiftning om illegal avskogning från den brittiska regeringen (2020) och förslag till förordning från EU-kommissionen ”om att minimera EU:s bidrag till avskogning och skogsförstöring över hela världen och främja konsumtionen av produkter från avskogningsfria leveranskedjor i EU” (Europeiska kommissionen, 2020a). Samtidigt har vår förmåga att kartlägga och mäta risken för avskogning till följd av råvaruproduktion och handel tagit fart (se kapitel 4 för en detaljerad beskrivning av detta arbete) med framsteg och ökad tillgänglighet av fjärravlästa bilder av marktäcknet och storskaliga, men högupplösta, data om råvaruproduktion och handel (t.ex. Croft et al. 2018, 2021; Godar et al. 2015; Pendrill, Persson, Godar, & Kastner, 2019; Pendrill, Persson, Godar, Kastner, et al. 2019). Sådana studier understryker vikten av att förstå de gränsöverskridande effekterna av våra konsumtionsvanor för att säkerställa att en ohållbar efterfrågan inte bara läggs ut på entreprenad, och därigenom fortsätter att bidra till globala skogsförluster (Hoang & Kanemoto, 2021).

### 3.1.2 Varför biologisk mångfald är av betydelse vid konsumtionsbaserad redovisning

Även om sådana metoder avsevärt har förbättrat vår förståelse av internationella påverkansfaktorer för miljöpåverkan, med hjälp av indirekta indikatorer som skördad areal, eller till och med tropisk skogsförlust (Pendriil, Persson, Godar, & Kastner, 2019; Pendriil, Persson, Godar, Kastner, et al., 2019), kvarstår frågan om hur effektiv förståelsen och begränsningarna av effekterna på den biologiska mångfalden är. Även om tropiska skogar utan tvekan utgör en fristad för den globala biologiska mångfalden måste vi också ta hänsyn till variationen i den biologiska mångfalden i skogarna, annars kan våra metoder inte skilja mellan skogar med lägre eller högre biologisk mångfald, och än mer viktigt, kan inte beakta frågor om sällsynthet, komplementaritet och oersättlighet som är förknippade med det unika hos arter, samhällen och ekosystem. Dessutom missar ett fokus på tropisk skog den potentiellt höga eller unika biologiska mångfald som finns i icke-skogliga ekosystem och försummar helt att ta hänsyn till tempererad biologisk mångfald (Green et al. 2020; West et al. 2020).

Dasgupta Review belyste att människor, vårt samhälle och vårt välbefinnande existerar som en del av naturen, och biologisk mångfald ligger till grund för alla jordens livsuppehållande system (Dasgupta, 2021). Vår nuvarande användning av naturresurser är dock ohållbar (Dasgupta, 2021, s. 101) och den hastigheten med vilken arter dör ut antyder att världens sjätte massutrotning är på gång (Ceballos et al. 2015). En av de viktigaste drivkrafterna bakom detta är förändrad markanvändning (Souza m.fl. 2015) och tillägnande av naturliga livsmiljöer för jordbruk (Donald, 2004). Dasgupta Review belyser också den roll som den internationella handeln (och dess liberalisering) har haft för att upprätthålla och öka vårt globala ekologiska fotavtryck (Dasgupta, 2021, s. 379). Mot bakgrund av en ökande insikt om den viktiga roll som biologisk mångfald och ekosystem spelar för vårt välbefinnande, och de hot som de står inför, försöker olika länders regeringar förstå sin globala påverkan på miljön, och gör det genom en konsumtionsbaserad lins. En färsk rapport från Chatham House framhåller att den primära drivkraften bakom förlusten av biologisk mångfald kommer från jordbruket – pådriven av vårt globala livsmedelssystem (Benton et al. 2021). Handel med jordbruksråvaror har potentialen att både öka de negativa effekterna på biologisk mångfald – till exempel genom att öka marknaden och konsumtionen av avsalugrödor i tropiska länder med hög biologisk mångfald – eller minska de negativa effekterna – genom att ta mindre markyta i anspråk, genom större skördar och ökad effektivitet (Kastner et al. 2021). Det är viktigt att ha ett konsumtionsbaserat synsätt för att kunna se Sveriges roll i det globala livsmedelssystemet ur flera perspektiv, och med tanke på den betydande konsumtionen av råvaror som medför en risk för tropisk avskogning (se även kapitel 4), är det helt centralt att effekterna på den biologiska mångfalden uttryckligen beaktas.

### 3.1.3 En fråga om komplexitet

Begreppet ”biologisk mångfald”, biodiversitet, avser all variation bland levande organismer i alla miljöer. Det är dock ett mångfacetterat begrepp, som underbyggs av den genetiska mångfalden bland allt liv, och som kulminerar i komplexa och ömsesidigt beroende ekosystem som upprätthålls av en mängd ekologiska processer, som härrör både från det ömsesidiga beroendet mellan arter och enskilda organismer, och från deras abiotiska miljö.



Denna komplexitet innebär dock att varje fotavtryck som gäller biologisk mångfald alltid bara kan vara ett indirekt mått för det verkliga värdet på biologiska mångfald. Det är inte möjligt att reducera det till ett enkelt eller enstaka mått (Vanham et al. 2019). Försöken att använda en konsumtionsbaserad redovisningsram för att mäta våra effekter på den biologiska mångfalden måste i stället använda trovärdiga, men indirekta, mått för att förstå hur tendenserna för den biologiska mångfaldens effekter ser ut i samband med konsumtion. Genom att göra så finns det en potentiell och användbar kompromiss mellan tillgängligheten och enkelheten hos ett mått för biologisk mångfald och dess förmåga att återspegla förändringar i miljömässiga ”kvaliteter” i landskap kopplade till produktionssystem.

För att hjälpa till att förenkla en del av den här komplexiteten föreslog Pereira et al. (2013) att så kallade Essential Biodiversity Variables (svenska – nödvändiga variabler för biologisk mångfald) skulle användas för att rapportera och hantera förändringar av den biologiska mångfalden. De beskriver hur observationer (både uppmätta *in situ* och på distans) måste bidra till sex viktiga variabler för biologisk mångfald som ligger till grund för vår förmåga att förstå och rapportera om den biologiska mångfaldens tillstånd: genetisk sammansättning, artpopulationer; artgenskaper; samhällssammansättning; ekosystemfunktion; och ekosystemstruktur (GEO BON u.å. Pereira et al. 2013). Markis et al. (2021) betonar vidare att det sannolikt behövs ett antal olika mått, men framför allt att effekterna bör representera åtminstone dessa två aspekter av den biologiska mångfalden: för det första utrotningsrisken för arter och för det andra ekosystemfunktionen.

Den biologiska mångfalden är dessutom mycket heterogen över olika rums-skalor. De senaste framstegen inom rumsliga och detaljerade produktionsdatamängder och handelsmodeller har avsevärt förbättrat vår förmåga att modellera effekter på den biologiska mångfalden av konsumtion (se bilaga 3 om detta ämne).

## 3.2 Vilka är de främsta källorna för att integrera biologisk mångfald i konsumtionsbaserade redovisningar?

Institutet för europeisk miljöpolitik (IEEP) (2021) kategoriserar fotavtryck för biologisk mångfald i termer av a) ekologiska fotavtryck, såsom mark- eller skogsareal, b) biodiversitet-fotavtryck för de mått som mer direkt uppskattar förluster av biologisk mångfald och c) ekosystemtjänstfotavtryck, som avser effekterna på de fördelar som naturen för med sig. I det här kapitlet behandlar vi b) – som specifikt tar upp biologisk mångfald (snarare än en mer utilitaristisk mätning av de fördelar som ges) och som gör det möjligt att bedöma heterogena värden för den biologiska mångfalden även *inom* en viss typ av marktäckning.

Ett stort antal studier har tillhandahållit konsumtionsbaserade redovisningar av effekterna på den biologiska mångfalden på nationell nivå. Dessa kan grovt sammanfattas som studier som bygger på kända hot mot arter, de som bygger på relationer mellan arter och livsmiljöer, och de som använder kartläggningar av arters utbredningsområden (tabell 1; se ytterligare detaljer i bilaga 2, tabell 5).

**Tabell 1: Brett anlagda kategorier av metoder för att använda multiregionala input-output-modeller för att kvantifiera den roll som handeln med jordbruksråvaror spelar för förlusten av biologisk mångfald.**

Metod	Kort beskrivning	Exempel
<b>Bedömning av hotbilden</b>	Internationella naturvårdsunionen (IUCN) och BirdLife International tillhandahåller global information om hoten mot tusentals arter. Dessa hot kan kopplas till särskilda sektorer i en MRIO för att förstå de ekonomiska drivkrafterna bakom hoten mot olika arter och koppla dem till särskilda konsumtionsregioner och sektorer.	Lenzen et al. 2012; Moran & Kanemoto, 2017
<b>Relationen arter-habitat</b>	Med hjälp av modellerade relationer mellan biologisk mångfald och marktäckning kan vi koppla samman påverkan på arter med förändringar i marktäckning. Detta inkluderar karakterisering av förändringar i den biologiska mångfalden i större skala, t.ex. inom en ekoregion (t.ex. applicering av relationen mellan arter och areal i landskapet) eller i mindre skala, t.ex. specifika typer av markanvändning (t.ex. i applicering av genomsnittlig artrikedom eller index för orördhet vid biologisk mångfald).	Alkemade et al. 2009; Chaudhary et al. 2015; Chaudhary & Kastner, 2016; Newbold et al. 2016
<b>Arters utbredningsområden</b>	IUCN och BirdLife International tillhandahåller rumslig information om tusentals arters utbredningsområden. Dessa kan användas för att identifiera de områden med störst biologisk mångfald och för att koppla samman vissa produktionssystem med risker för den biologiska mångfalden. Detta kan göras finskaligt med hjälp av detaljerad information om växtproduktion eller aggregerat (t.ex. över jurisdiktionsgränser).	de Baan et al. 2015; Durán et al. 2020; Kitzes et al. 2017; Mair et al. 2021

### 3.3 Vilka är de korta och långsiktiga alternativen och möjligheterna för att integrera biologisk mångfald i svenska redovisningar?

Majoriteten av de studier som kopplar samman fotavtryck på nationell nivå med global påverkan på den biologiska mångfalden har gjort det med hjälp av mått som härrör från countryside species-area relationship (cSAR; Marques et al. 2021; tabell 5 i bilaga 2). Även andra verktyg har dock blivit alltmer tillgängliga, liksom insikten om att flera olika perspektiv på statusen hos, och effekterna på, den biologiska mångfalden är användbara.

Vid utveckling och tillämpning av mått för fotavtryck för biologisk mångfald är det viktigt att noga överväga följande frågor:

- **Vad är det som ska mätas?** Vi kan inte mäta den biologiska mångfalden i sig, så våra mått bygger på delmängder och indirekta mätningar. Dessa kan vara kopplade till det potentiella tryck som läggs på den befintliga biologiska mångfalden (t.ex. genom att överlappa produktion och artrikedom), eller kan försöka kvantifiera effekterna mer exakt (t.ex. genom att koppla förändrad markanvändning direkt till artförluster). Vi måste dock noga överväga vad våra mått egentligen mäter och om det är något som vi verkligen vill veta något om och om det kan fungera som användbar input till våra beslutsprocesser.
- **Vad driver den biologiska mångfaldens inverkan i måttet?** De flesta mätvärden för biologisk mångfald är kopplade till förändrad markanvändning, men andra används också. Det är därför viktigt att veta vad som ska, och vad som inte ska, beaktas inom det aktuella måttet.

- **Hur lätta är de att applicera?** Hur får man tillgång till data och finns det tillräckligt med dokumentation av metoderna bakom för att förstå och kunna tillämpa dessa data i ett nytt sammanhang? Är dessa data globalt tillgängliga, gratis att använda och tillräckligt uppdaterade för att bidra med information till aktuella policys för att minska förlusten av biologisk mångfald?
- **Hur lätt är de att kommunicera?** Biologisk mångfald är ett intuitivt enkelt koncept, men måtten på det kan snabbt bli mycket tekniska. Hur lätt är det för en lekman att förstå konsekvenserna av dem?
- **Hur väl svarar måtten på verkliga förändringar?** En framträdande egenskap hos några av de tidigare övervägandena – kring vad som driver ett mått och hur aktuella indata är – relaterar till måttets responsivitet. När den biologiska mångfalden förändras, återspeglas detta i mätvärdena för fotavtryck, eller drivs förändringarna enbart av ändringar i själva handelsmodellen (dvs. av volymer och inköpsplatser)? Och hur är det med den rumsliga upplösningen av data: möjliggör den att fånga upp tendenserna för biologisk mångfald?

### 3.4 Biodiversitetsutvidgade konsumtionsbaserade redovisningsverktyg tillgängliga idag

En handfull verktyg som bygger på de ansatser och metoder som beskrivs i tabell 1 (och tabell 5 i bilaga 2) har redan utvecklats för användning i konsumtionsbaserad mätning av fotavtrycket för biologisk mångfald. Bland dem LC-Impact, som tillhandahåller flera kvalitetsmått för ekosystem (Verones et al. 2020) – bland annat om vattenstress, ekotoxicitet, eutrofiering, försurning och klimatförändringar – tillsammans med dess utvärdering av konsekvenserna för den biologiska mångfalden på grundval av förändrad markanvändning, baserad på Chaudhary et al. (2015). Bjelle et al. (2021) kombinerar dessa metoder för bedömning av livscykelkonsekvenser av biologisk mångfald med EXIOBASE 3rx, en version av MRIO som disaggregerar ”Resten av världen”-regioner till länder och därmed utökar andelen länder från 49 till 214 (Bjelle et al., 2019).

Med utgångspunkt i det arbete som utfördes i PRINCE 1 (Croft et al. 2018) har forskargruppen för hållbar konsumtion och produktion hos SEI-York, i samarbete med Joint Nature Conservation Committee, rådgivare till Storbritanniens regering, åtagit sig att tillämpa ramverket för input-output handelsanalys (IOTA) genom hybridisering av EXIOBASE (EXIOBASE 3; Stadler et al. 2021) med fysiska produktions- och handelsdata från FAO. Utdata från detta arbete tillhandahålls en offentlig och fritt tillgänglig dashboard med indikatorer ([www.commodityfootprints.earth](http://www.commodityfootprints.earth); Torp et al. 2021). Detta gör det möjligt för oss att beakta Sveriges konsumtion och produktion av jordbruksråvaror i en global kontext (tabell 2; Torp et al. 2021). Tabellen visar att under 2017 var runt hälften av den jordbruksvaruproduktion som drevs på av svensk konsumtion producerad utanför Sverige.

På den här dashboarden kan Sveriges påverkan på den biologiska mångfalden ses i termer av en råvaras skördade areal, dess risk för tropisk avskogning (Pendrill, Persson, Godar, Kastner, et al. 2019), dess effekt på regionala artförluster (enligt metoderna i Chaudhary & Kastner, 2016, en cSAR-baserad mätning) eller dess överlappning med olika arters utbredningsområden (arter per hektar-baserat riskmått).

De två sistnämnda måtten är relativt grova representationer av värdet och betydelsen för den biologiska mångfalden, men erbjuder en standardiserad och relativt intuitiv och enkel metod för att införliva hänsynstagande till den biologiska mångfalden i Sveriges räkenskaper. Tillsammans ger dessa fyra mått olika perspektiv på Sveriges konsumtionsbaserade påverkan på den biologiska mångfalden, men visar också att Sveriges påverkan på den biologiska mångfalden sker i oproportionerligt stor utsträckning utanför Sveriges gränser (tabell 2 och figur 2).

**Tabell 2: Svensk konsumtion och produktion av jordbruksråvaror under 2017 (Croft et al. 2021).**

	Sveriges konsumtionsbaserade miljötryck		
	Inrikes	Utomlands	Summa
Massa (ton)	20.9 mn (52 %)	19.5 mn (48 %)	40.4 mn
Skördad areal (ha)	0.6 mn (21 %)	2.3 mn (79 %)	2.9 mn
Tropisk avskogning (ha)	–	5 400 (100 %)	5 400
Förväntad artförlust (art)	0.4 (4 %)	9.7 (96 %)	10.1
Artrikedom viktat område (art ha)	161 mn (17 %)	800 mn (83 %)	961 mn

Notera att dashboarden också tillhandahåller mått över CO<sub>2</sub>-utsläpp i samband med tropisk och subtropisk avskogning och olika mått för vatten- och vattenbrist. Båda kan ha indirekta effekter på den biologiska mångfalden, men det kvantifieras inte, så de utelämnas därför i denna tabell.

### 3.4.1 Val av modell, komplexitet och avvägningar

Vid val av ett konsumtionsbaserat fotavtryck för biologisk mångfald är det viktigt att ta hänsyn till de potentiella avvägningarna mellan måttens komplexitet och tillgänglighet, gripbarhet, kostnad och reproducerbarhet. De mest komplexa modellerna kan mycket väl vara svåra att kommunicera och kan därmed förlora sin politiska relevans och visa sig vara för abstrakta för sin publik. Dessutom kommer de sannolikt att vara dyrare att utveckla och underhålla, och kan även kräva mer av specialistkompetens att använda än de enklare metoderna. Omfattningen på en indikator – till exempel när det gäller att täcka bredare geografiska områden, fler arter eller bättre införliva ekologiska processer – kan ske på bekostnad av responsiviteten. Snabbheten är avgörande och frågan är därför om mer komplexa modeller ger andra – och mer exakta – bedömningar av effekterna på den biologiska mångfalden jämfört med enklare motsvarigheter.

Litteraturen om fotavtryck för biologisk mångfald är full av olika mått och fältet blir allt mer förvirrande att hantera för beslutsfattare inom privat och offentlig sektor. Flera insatser görs nu för att minska denna förvirring och ge lite välbehövlig vägledning – särskilt när det gäller måtten för biologisk mångfald (snarare än modellerna kring produktion och konsumtion). Dessa inkluderar Align-projektet<sup>11</sup> "Alignment accounting approaches for nature", som bygger direkt på två tidigare projekt: *Aligning Biodiversity Measures for Business*<sup>12</sup> och *Transparent*.<sup>13</sup> Align-projektet syftar till att bistå Europeiska kommissionen i dess insatser för att stödja företag och andra intressenter i utvecklingen av standardiserade redovisningsmetoder för naturkapital, bland annat för mätning av biologisk mångfald. Projektet leds av World Conservation Monitoring Centre Europe och avser att anlita ett brett

<sup>11</sup> [https://ec.europa.eu/environment/biodiversity/business/align/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/biodiversity/business/align/index_en.htm)

<sup>12</sup> <https://www.unep-wcmc.org/featured-projects/aligning-biodiversity-measures-for-business>

<sup>13</sup> *Transparent*: <https://capitalscoalition.org/project/transparent/>

spektrum av intressenter för att utveckla allmänt accepterade redovisningsförfaranden för biologisk mångfald och naturkapital. Värt att nämna är också Science Based Targets Network,<sup>14</sup> som syftar till att tillhandahålla mål för biologisk mångfald för företag och städer. Fokus för detta nätverk ligger på att utveckla mätbara och genomförbara mål, vilket innebär att det sker i nära samarbete med utvecklingen av mått för biologisk mångfald.

### 3.5 Nästa steg och framtida utveckling

Data och mått för biologisk mångfald förbättras och utvecklas ständigt. Till exempel har måttet Species Threat Abatement and Restoration (STAR), som kombinerar information om arters utbredningsområden och om hot, tagits fram för att stödja utvecklingen av vetenskapligt baserade artmål för the Science Based Targets Network, men har också visat potential för tillämpning i nationella fotavtryck (IEEP, 2021; Mair et al. 2021). Måttet är baserat på artdata (BirdLife International, 2021; Internationella naturvårdsunionens (IUCN) rödlista över hotade arter<sup>15</sup>) och liknar konceptuellt en kombination av måtten för arthot och arters utbredningsområden, som beskrivits ovan. Vi har också kunskap om pågående forskningsinsatser inom Trade Hub-projektet<sup>16</sup> – inklusive de som ytterligare ska utveckla the Biodiversity Intactness Index (ett populationsbaserat mått på hur artsammansättningen ser ut) – för att införliva aspekter av markförvaltnings- och begränsningsåtgärder utöver enkla klassificeringar av låg/medelhög/hög intensitet (t.ex. Chaudhary & Brooks, 2018; Kastner et al. 2021) och för att förstå den relativa roll som klimateffekter har på biologisk mångfald kontra det direkta markavtrycket, utifrån ett konsumtionsbaserat perspektiv.

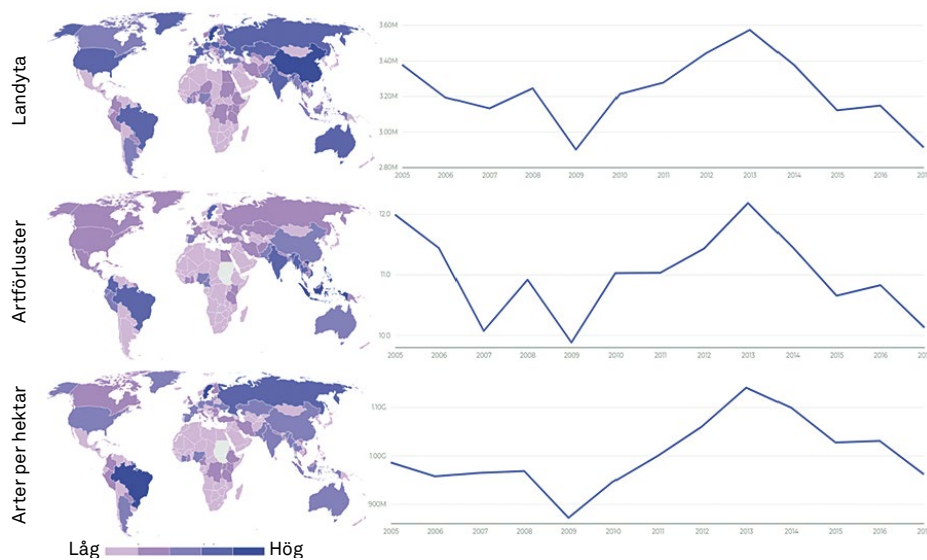
Som tidigare framhållits kommer varje fotavtryck för biologisk mångfald alltid att bara vara ett indirekt mått på det verkliga värdet, vilket innebär att det ständigt är ett glapp mellan ”real world”- påverkan och anskaffningen och bearbetningen av data för att producera utgående data för policy. Metoder som använder multipla mått har den bästa chansen att avspegla verkligheten och uppfatta tendenser i biologisk mångfald i tid. Nyligen publicerade vetenskapliga rapporter har visat på vikten av att inkludera en rad olika indikatorer för biologisk mångfald för att få en mer heltäckande bild (Marquardt et al. 2019; Verones et al. 2020).

Som dokumentationen visar (Croft m.fl. 2021) är en stor del av de indata som används för att ta fram indikatorerna för de dashboard för Sveriges konsumtionsbaserade påverkan på biologisk mångfald, som presenterades i figur 2 och tabell 2, institutionellt producerade och upprätthållna eller från referentgranskade forskningspublikationer. Mestadelen av indata uppdateras regelbundet, men inte alltid årligen. Denna korta analys tyder på att de indikatorer som tagits fram för Sverige kan uppfylla kvalitetskraven för officiell statistik vad gäller noggrannhet, jämförbarhet och aktualitet. Framöver bör därför en mer detaljerad analys mot kvalitetskraven för officiell statistik, göras för den metod och de datakällor som beskrivs i Croft et al. (2021), och då särskilt ta hänsyn till varje indikator separat.

<sup>14</sup> <https://sciencebasedtargetsnetwork.org/earth-systems/biodiversity/>

<sup>15</sup> Version 2021-2: <https://www.iucnredlist.org/>

<sup>16</sup> <https://tradedhub.earth/>



Figur 2: Ett exempel på jämförelse av Sveriges konsumtionsfotavtryck mätt som landyta, artförluster och arter per hektar. På kartorna återspeglar de olika färgerna allvarlighetsgraden av potentiell risk, från låg till hög (Croft m.fl. 2021).

### 3.5.1 En dialog om gapanalysens resultat rörande biologisk mångfald

Som en del av PRINCE 2-projektet fördes en fokusdialog om resultaten från gapanalysen av biologisk mångfald med medarbetare i svenska policyorganisationer (Naturvårdsverket och Livsmedelsverket). Diskussionerna handlade om följande intresseområden kopplade till relevansen av biologisk mångfald i konsumtionsbaserad redovisning för svenska policyöverväganden, och kraven vad gäller den framtida utvecklingen på området:

- **Anpassning till policy och andra ändamål:** Det fanns ett allmänt intresse för potentialen att integrera specifik information om biologisk mångfald i konsumtionsbaserade strategier. Det betonades att vi måste kunna identifiera konsumtionens inverkan på förlusten av biologisk mångfald på ett liknande sätt som hot orsakade av utsläpp av växthusgaser, så att de både kan behandlas samtidigt och vid sidan av varandra. Data om biologisk mångfald diskuterades och ansågs vara relevanta kopplade till kostomställning och produktval, och det kunde också noteras att policy var på väg mot ökad hänsyn till konsekvenserna för ekosystemtjänster av ekonomisk verksamhet, för vilken den biologiska mångfalden har en viktig understödande roll. Här noterades att för att säkerställa relevansen för beslutsfattande måste data kopplade till biologisk mångfald inkludera sektoriella och regionala uppdelningar av resultatet för att möjliggöra bedömning av vilka näringsgrenar som är viktiga, hur ”direkt” svensk exponering för risk är, och hur effekterna på den biologiska mångfalden varierar mellan olika platser där data inhämtats. Dessutom ansågs det viktigt att måtten som används för biologisk mångfald i framtiden anpassas till bevarandeprioriteringar (dvs. viktas mot arter som hotas).

- **Metodförståelse:** När det gäller de olika måtten kopplade till biologisk mångfald är det komplext och – i jämförelse med andra mått, som de som är kopplade till klimatförändringar – endast i sin linda när det kommer till användningen inom exempelvis nationalräkenskapsens ramar. Medan vissa mått (t.ex. de som baseras på relationer mellan arters utbredningsområden) används oftare, finns det en mängd andra olika mått där många delar samma metodgrund eller uppsättning indata. Med detta i åtanke är det viktigt att beslutsfattarna förstår vad som mäts och hur resultaten påverkas av antingen den underliggande dynamiken i den biologiska mångfalden eller omvänt, via de handels- och konsumentrelationer som fångas upp av de MRIO-modeller till vilka de är knutna. Ytterligare arbete vore givande för att förstå komplementariteten i metoder och ansatser. En förklaring av hur slutsatser kopplade till biologisk mångfald drivs på av denna dynamik är nödvändig för att säkerställa att beslutsfattarna kan tolka dessa data effektivt och utan risk för att avvisa information på grund av dess komplexitet eller begränsningar.
- **Utveckling av enkla metoder:** Med tanke på vad som kom fram i de två punkterna ovan ansågs det lämpligt att fortsätta undersöka möjligheten att ta fram flera enkla mått för biologisk mångfald kopplade till svensk konsumtion, kompletterat med ytterligare dialog för att hjälpa beslutsfattare att förstå de tekniska alternativen och vilka kostnader och möjligheter som är förknippade med varje alternativ. Fortsatta undersökningar av att ta fram en uppsättning enkla mått skulle underlätta en fortsatt utredning av nyttan och bärkraften av utvecklingen av olika mått för till exempel nationell statistik. Måtten kan sedan utvecklas med tiden för att bli mer komplexa som svar på användarnas behov, även om det ansågs att det är viktigt att de förblir relativt enkla för att säkerställa att de är lätta att använda och tillgängliga för ett så brett spektrum av potentiella användare som möjligt. Det rekommenderas att dialogen mellan svenska beslutsfattare och det forskarsamfund som deltar i utvecklingen av indikatorer för biologisk mångfald fortsätter för att kunna förstå potentialen för deras användning både på kort och lång sikt.

## 3.6 Slutsatser

Medan intresset för konsumtionsbaserad redovisning av effekterna på den biologiska mångfalden ökar, så pekar trenderna för den biologiska mångfalden nedåt. Därför är det avgörande att den biologiska mångfalden inkluderas, både rent specifikt och explicit, i konsumtionsbaserad redovisning – utöver de områdesbaserade bedömningar som görs av andra miljöeffekter. De studier som finns visar att Sveriges internationella handel har betydande effekter på den biologiska mångfalden. Som ett led i detta har denna studie visat ett flertal olika datakällor som kan användas för att mäta dessa effekter.

Modeller och verktyg för att mäta påverkan på den biologiska mångfalden och införliva dem i fotavtryck fortsätter att utvecklas i snabb takt, och mer sofistikerade verktyg kanske bättre kan fånga den biologiska mångfaldens komplexitet och få fram viktig information om effekterna, så att de kan vävas in i beslutsprocesser. Man ska dock inte glömma att vi redan har tillräckligt med information för att börja ta viktiga steg. Dessutom är det fortfarande oklart om och när ytterligare komplexitet i modelleringen av effekterna på den biologiska mångfalden kommer att leda till

annorlunda och bättre beslut. Världens länder måste därför börja införliva överväganden om biologisk mångfald i sina redovisningsprinciper för att etablera processer och förfaranden för att mäta och begränsa effekterna på den biologiska mångfalden inom ramen för samtidigt pågående miljömässiga, sociala och ekonomiska problem. Vi kan inte vänta på perfekta data. Det ögonblicket kommer inte.



# 4. Gapanalys: Avskogning och förändrad markanvändning

## De viktigaste resultaten

- Vi uppskattar att koldioxidutsläppen från tropisk avskogning orsakade av svensk konsumtion uppgick till 2,8 miljoner ton koldioxidekvivalenter år 2018, varav två tredjedelar berodde på livsmedelskonsumtion.
- Även om de totala livsmedelsrelaterade utsläppen av koldioxid till följd av avskogning har minskat med 1 miljon ton koldioxidekvivalenter mellan 2012 och 2018, så ökar utsläppen orsakade av de två viktigaste råvarorna – brasilianskt nötkött och indonesisk palmolja.
- På grund av bristen på rumsligt explicita produktions- och handelsdata bör indikatorn tolkas som ett mått på avskogningsrisk, men som sådan uppfyller den kriterierna för noggrannhet i officiell statistik.
- Kriterierna för relevans i officiell statistik är tydligt uppfyllda, och indikatorn används redan av andra europeiska länder och EU-institutioner, och skulle kunna komplettera befintliga uppskattningar av konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser för Sverige.

## 4.1 Inledning

Som framhölls i föregående kapitel är den främsta drivkraften bakom förlusten av biologisk mångfald på land förändrad markanvändning, särskilt expansionen av markutnyttjande inom jordbruket på bekostnad av tropiska skogar och andra naturliga livsmiljöer. Dessutom är just tropisk avskogning en av de främsta orsakerna till klimatförändringarna – och står för ungefär en tiondel av de globala växthusgasutsläppen (FN:s klimatpanel, 2019) – och utarmar hundratals miljoner människor som är beroende av skogar för sitt uppehälle (Shackleton et al. 2011; Wunder et al. 2014).

Drivkrafterna bakom denna miljöförändring finns i allt högre grad långt bort från de tropiska skogar som går förlorade, på marknaderna (inhemska och internationella) för jord- och skogsbruksråvaror som produceras på den röjda marken. Den här ökade kommersialiseringen och globaliseringen av drivkrafterna för avskogning är erkända sedan länge (Rudel et al. 2009). Ända fram till nyligen fanns det dock inga heltäckande data som kopplar konsumtionen av jordbruksråvaror till avskogning och den miljöpåverkan som följer på det.

## 4.2 Om att fylla ett datagap för avskogning och handel

I PRINCE 1 bestämde vi oss för att fylla detta datagap genom att konstruera en modell som kvantifierade i vilken utsträckning konsumtionen i Sverige och på andra håll bidrar till tropisk avskogning. Det vi fann var att över 5 miljoner hektar förlorad skog årligen i tropikerna kan hänföras till expansionen av åkermark, betesmarker och skogsplantager, och tillhörande råvaruproduktion (Pendriell, Persson, Godar, & Kastner, 2019; Pendriell, Persson, Godar, Kastner, et al. 2019).

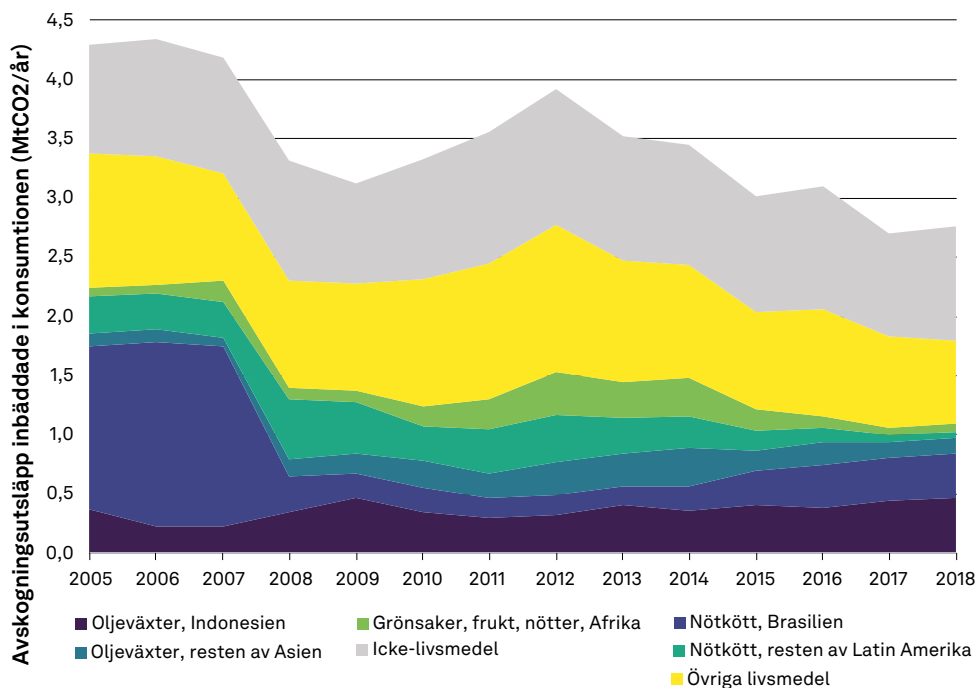
Medan den största delen (omkring två tredjedelar) av efterfrågan på dessa varor fortfarande är inhemsk, är koldioxidutsläppen från avskogning som ingår i den internationella handeln fortfarande betydande och uppgick till 1 miljard ton koldioxidekvivalenter per år (1 Gt CO<sub>2</sub>-ekvivalenter/år) under perioden 2010–2014. Som ett resultat av detta uppskattade vi att ungefär en tiondel av koldioxidavtrycket från svensk matkonsumtion kommer från importerade råvaror som bidrar till avskogning i tropikerna, främst nötkött och sojaböner (för djurfoder) från Latinamerika och palmoljeprodukter med ursprung i Sydostasien. Totalt uppskattades det att svensk konsumtion var förknippad med utsläpp av 4 miljoner ton koldioxid-ekvivalenter från avskogning år 2011, varav hälften berodde på livsmedelskonsumtion. För att sätta dessa siffror i perspektiv är de i samma storleksordning som Sveriges territoriella utsläpp av metan och lustgas från jordbruket (där var och en uppgår till cirka 3 Mt CO<sub>2</sub>-ekvivalenter/år).

## 4.3 Ett uppdaterat fotavtryck för avskogningsutsläpp för Sverige

För denna rapport har vi uppdaterat attributionsmodellen för avskogning och gjort flera förbättringar. För det första attribuerar vi nu avskogning för råvaror baserat på expansionen i det skördade området för varje enskild gröda i FAOSTAT-databasen. Detta förbättrar attribueringen jämfört med tillvägagångssättet i det första PRINCE-projektet, där attribueringen baserades på förändringar i areal för bredare odlingsgrupper (i enlighet med jordbrukssektorerna i EXIOBASE), eftersom det tillvägagångssättet kan dölja tendenser i skördad areal för grödor inom en grupp (t.ex. samtidig expansion och minskning för olika grödor inom en aggregerad odlingsgrupp). Dessutom har det rumsliga filter som används för att filtrera bort skogsförluster i förvaltade plantager utvidgats till fler länder. Vi använder nu bättre (fjärranalysbaserade) uppskattningar av betesmarkers utbredning i Brasilien (den viktigaste faktorn för avskogning) och vi delar upp avskogningen som tillskrivs expansionen av betesmarker mellan nötkött och läder (se Pendriell et al. 2021a för detaljer). Slutligen förlängs tidsserien till 2018. Resultaten av denna uppdaterade modell (Pendriell m.fl. 2022), när det gäller utsläpp från avskogning som ingår i svensk slutkonsumtion under perioden 2005–2018, framgår av figur 3 nedan.

De uppdaterade resultaten visar att andelen avskogningsutsläpp som beror på den slutliga livsmedelskonsumtionen (jämfört med andra sektorer än livsmedel) är mellan 65 och 80 % högre än tidigare beräknat. Avskogningsutsläppen till följd av slutkonsumtionen av icke-livsmedel har fortsatt att vara ganska konstanta, de fluktuerar runt 1 miljon koldioxidekvivalenter/år under hela tidsperioden, medan

de livsmedelsrelaterade konsumtionsutsläppen uppvisar olika tendenser. Å ena sidan har avskogningsutsläppen på grund av konsumtion av indonesisk palmolja och brasilianskt nötkött ökat stadigt sedan 2011 (efter en kraftig nedgång i början av perioden på grund av den dramatiska minskningen av avskogning för expanderande betesmarker i brasilianska Amazonas), och nådde 0,9 miljoner ton koldioxidekvivalenter 2018. Å andra sidan har avskogningsutsläppen på grund av övrig livsmedelskonsumtion minskat betydligt mellan 2012 och 2018, från 2,3 till 0,9 miljoner ton koldioxidekvivalenter per år. Framför allt har det skett dramatiska minskningar av koldioxidutsläpp till följd av avskogningen för konsumtion av nötkött från andra latinamerikanska länder, liksom grönsaker, frukter och nötter från Afrika. Minskningen i utsläpp för dessa varor i synnerhet, och andra livsmedelsråvaror rent generellt, kan endast delvis förklaras av minskad avskogning för de konsumtionsråvarorna (främst för grönsaker, frukt och nötter i Afrika), utan återspeglar även konsumtionsförändringar (t.ex. minskad konsumtion av latinamerikanskt nötkött och asiatiska oljeväxter). Trots dessa minskningar ligger den totala avskogningen orsakad av svensk livsmedelskonsumtion fortfarande kvar på nära 2 miljoner koldioxidekvivalenter under 2018.



Figur 3: Utsläpp av växthusgaser från avskogning som ingår i svensk slutkonsumtion under perioden 2005–2018, enligt avskognings attributionsmodellen (Pendriil et al. 2021a) och EXIOBASE-modeller. Utsläppen är fördelade mellan slutkonsumtionen i livsmedelssektorer och icke-livsmedels sektorer, enligt Cederberg et al. (2019).

## 4.4 Officiell statistik och begränsningar

Vid tolkningen av dessa resultat är det viktigt att förstå några viktiga begränsningar hos attributionsmodellen för avskogning – som härrör både från underliggande osäkerheter hos data och modellstruktur. För att börja med den förstnämnda begränsningen, en nyligen genomförd undersökning av i vilken utsträckning expanderande jordbruksmark orsakar skogsförlust (Pendriil et al. 2021b) visar på skäl att vara försiktig. Det finns stora osäkerheter både vad gäller mängden avskogning i de tropiska områdena och i statistiken över expansionen av jordbruksmark (särskilt för betesmarker), vilket innebär att vi fortfarande har en ofullständig förståelse för jordbrukets roll när det gäller att driva på avskogningen i de tropiska områdena.

När det gäller modellstrukturen kan den inte, på grund av att attribueringen av avskogning görs med hjälp av statistik för markanvändning på (i första hand) nationell nivå, inte skilja mellan fall där en råvara direkt eller indirekt driver på avskogning; det vill säga när råvaruproduktionen i fråga breder ut sig på nyligen röjd skogsmark, eller när den expanderar på annan brukad mark, och driver dessa in vidare in i skogarna. Däremot finns det för stora skogsriskråvaror som palmolja och sojabönor, i gränsområden med betydande avskogning, mer omfattande bevis, mot vilka modellens resultat har validerats (Pendriil, Persson, Godar, Kastner et al. 2019; Pendriil et al. 2021b).

Dessa modellbegränsningar antyder dock att resultaten bör tolkas som grader av avskogningsrisk i relation till produktion, handel och miljö. Ett annat skäl till detta är också det faktum att input-output modellen aggregeras på nationell nivå, vilket antyder att vi inte kan skilja på handeln med produkter som odlas i gränsområden där avskogning förekommer, från de som kommer från etablerade jordbruksproduktionsområden.

Trots dessa data- och modellbegränsningar hävdar vi att de uppskattningar av avskogningsutsläpp som uppskattas i den modell som presenteras här uppfyller kriterierna för officiell statistik, i enlighet med tabell 4. Relevansen av denna indikator framgår tydligt av de sätt på vilka dessa data redan har använts av olika aktörer för att utveckla konsumtionsbaserade redovisningsindikatorer som ligger till grund för viktiga politiska processer, främst inom EU (se även kapitel 2), och när det gäller att visa på den övergripande betydelsen av avskogning som drivkraft för klimatförändringar och förlust av biologisk mångfald. Noggrannheten bedöms också vara tillräcklig (det kan hävdas att detta är ett tydligt exempel på ”det är bättre att ha nästan rätt än exakt fel”; Read, 1898), så länge metodens begränsningar och konsekvenser för tolkningen av resultaten tydligt kommuniceras. Det finns också ett åtagande om att regelbundet uppdatera modellen, att förlänga tidsserierna, allt eftersom nya data om avskogning och jordbruksstatistik blir tillgängliga (årligen för det förstnämnda, vanligtvis med en fördröjning på några år för det senare), som uppfyller kriterierna för aktualitet.

Det finns också planer på att utveckla attributionsmodellen för avskogning för att minska vissa av dessa begränsningar och förbättra noggrannheten, främst genom att införliva mer detaljerade data om avskogning för olika råvaror, där sådana finns tillgängliga (t.ex. soja i Latinamerika; Song et al. 2021) och förbättra den rumsliga upplösningen genom att utnyttja subnationell jordbruksstatistik för fler länder än Brasilien och Indonesien. Detta skulle ha den ytterligare fördelen att underlätta en utvidgning av modellen till att även bedöma effekterna av avskogning på biologisk mångfald (och inte bara, som idag, klimateffekternas inverkan).

Som tidigare nämnts är den rumsliga upplösningen av data om drivkrafter helt avgörande för att korrekt bedöma effekterna på den biologiska mångfalden. Eftersom de data om skogsförluster som ligger till grund för attributionsmodellen för avskogning redan har en hög rumslig upplösning (runt 30 meter, med global räckvidd), ligger begränsningen för närvarande i jordbruksstatistiken (särskilt vad gäller enskilda grödor eller råvaror).

## 4.5 Policyimplikationer

Uppskattningar av i vilken utsträckning svensk (och EU:s) konsumtion driver på avskogning och hur de relaterade effekterna på kollagring och biologisk mångfald i tropiska skogslandskap ser ut, är helt avgörande för att kunna informera pågående policyprocesser om hur dessa effekter kan begränsas. Som nämnts ovan använder olika nyckelaktörer redan data från PRINCE 1 på detta sätt. För Sveriges del skulle utsläppsdata om avskogning kunna införlivas i den officiella statistiken över konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser. Detta skulle kunna bidra till bättre åtgärder för att minska dessa utsläpp, särskilt om Sverige antar ett mål för konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser, vilket nu diskuteras.

# 5. Gapanalys: Kemikalier – användningen av farliga kemiska produkter, bekämpningsmedel och veterinära antibiotika

## De viktigaste resultaten

- Sveriges konsumtionsbaserade användning av veterinära antibiotika minskade med nästan 50 % mellan 2008 och 2019.
- Sveriges konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel förblev relativt oförändrad mellan 2008 och 2019.
- Importerade produkter står för en stor majoritet av Sveriges konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel och veterinära antibiotika.
- Experimentella tidsserier som utvecklats för veterinära antibiotika och bekämpningsmedel uppfyller kvalitetskriterier för publiceringen av officiell statistik.
- Ytterligare metodutveckling krävs innan en indikator över Sveriges konsumtionsbaserade användning av farliga kemiska produkter kan göras till officiell statistik.

## 5.1 Inledning

Det uppskattas att vi i dagens moderna samhälle använder över 350 000 olika kemikalier (Wang et al. 2020). Föroreningar och exponering till följd av dålig hantering av dessa kemikalier kan ha negativa effekter på människors hälsa, ekosystem och ekonomier (Diamond et al. 2015; Persson et al., 2022; Pruss-Ustun et al. 2011, 2016; Walker et al. 2012). Mål och policys för att ta itu med dessa frågor finns på ett antal olika nivåer. På global nivå inledde FN:s miljöprogram 2006 den globala kemikaliestrategin SAICM (Strategic Approach to International Chemical Management) och håller för närvarande på att utarbeta nya målsättningar för den globala kemikaliehanteringen efter 2020. Kemikalier behandlas i flera av de globala målen för hållbar utveckling i Agenda 2030 (se FN, 2015), och särskilt i mål 12 om hållbar konsumtion och produktion, mål 3 om god hälsa och välbefinnande, mål 6 om rent vatten och sanitet för alla, mål 11 om hållbara städer och samhällen och mål 14 om hav och marina resurser.

År 2020 lanserade Europeiska kommissionen (2020b) sin kemikaliestrategi för hållbarhet, som bland de allmänna målen syftar till att ”stärka skyddet av människors hälsa och miljön och främja innovation för säkra och hållbara kemikalier”.

Bland de särskilda åtgärderna finns målet att utveckla resultatindikatorer för att mäta lagstiftningens ändamålsenlighet på området. På nationell nivå är ”Giftfri miljö” ett av Sveriges 16 miljö kvalitetsmål och eftersträvar en miljö där spåren av artificiella kemikalier är nära noll, och har en försumbar effekt på människor och ekosystem. Också i generationsmålet betonas att ”Människors hälsa utsätts för minimal negativ miljöpåverkan” och att ”Kretsloppen är resurseffektiva och så långt som möjligt fria från farliga ämnen”.

Inom jordbruket har EU-direktivet om hållbar användning av bekämpningsmedel funnits sedan 2009 (Europeiska kommissionen, 2009), och syftar i stora drag till att minska riskerna med användningen av bekämpningsmedel och dess inverkan på människors hälsa och miljön. Europeiska kommissionen har också utvecklat en harmoniserad strategi för användningen av antimikrobiella läkemedel för jordbruksdjur (Europeiska läkemedelsmyndigheten, 2018).

## 5.2 Metod

Mot bakgrund av de policyinitiativ som nämns ovan utvecklade det första PRINCE-projektet en metod för att ta fram data om användning av farliga kemiska produkter (HCP), användning av bekämpningsmedel (inklusive detaljanalyser för olika grupper av bekämpningsmedel – herbicider, insekticider och fungicider), användning av veterinära antibiotika till följd av svensk konsumtion, utsläpp av vissa farliga ämnen och potentiella effekter av dessa utsläpp. Steinbach et al. (2018), Persson et al. (2019) and Cederberg et al. (2019) rapporterar resultat för dessa data för ett enda referensår. Syftet med kemikaliarbetet i PRINCE 2 är att ta fram tidsserier för några av dessa indikatorer.

Jämfört med PRINCE 1 har en metodförändring gjorts som påverkar det land som användningen av kemikalien fördelas på, men som inte påverkar den totala mängden. I PRINCE 1 fördelades den kemiska användningen på det land där den kemiska produkten användes, medan i PRINCE 2 den kemiska användningen fördelas på det land som Sverige importerar från.

Det förfarande som används för att producera tidsserier för varje indikator *ur ett produktionsperspektiv* beskrivs nedan. Utifrån dessa indata tillämpas sedan PRINCE-modellen för att producera data för varje indikator *ur ett konsumtionsperspektiv*.

### 5.2.1 Veterinära antibiotika

Europeiska läkemedelsmyndigheten (EMA) har i skrivande stund samlat in och publicerat uppgifter om försäljning av veterinära antibiotika i europeiska länder för en tidsserie som löper från 2010 till 2018 (Europeiska läkemedelsmyndigheten, 2018). Datatillgängligheten har stadigt ökat under hela tidsserien, med data för 20 länder 2010 och för 30 länder under 2018. Dessa data är utgångspunkten för att beräkna den globala användningen av veterinära antibiotika som ny input till PRINCE-modellen tillsammans med ekonomiska data från EXIOBASE, som beskrivs nedan. För det första beräknades fullständiga tidsserier för användning av veterinära antibiotika för länder som rapporterar till EMA enligt ovan. För länder med ofullständiga tidsserier i EMA:s ursprungliga data användes extrapoleringar bakåt och framåt i tiden. Eftersom det kunde noteras att användningen av veterinära antibiotika har minskat markant för de flesta länder som rapporterar in data, gjordes

extrapoleringar med hjälp av uppgifter om monetär produktion för de relevanta djurproduktgrupperna i EXIOBASE och utifrån förändringen i veterinärmedicinsk antibiotikaanvändning per enhet monetär produktion, mellan de två närmaste år för vilka uppgifter fanns tillgängliga.

Den genomsnittliga intensiteten i användningen av veterinära antibiotika i rapporterande länder för ett visst år används som ett indirekt mått för att beräkna användningen av veterinära antibiotika i icke-rapporterande länder i samverkan med monetära uppgifter om produktion av animaliska produkter i EXIOBASE för icke-rapporterande länder. Användningen av veterinära antibiotika för varje EXIOBASE-land/region fördelade sedan på sex animaliska produkter i EXIOBASE i proportion med den monetära produktionen för varje produkt.

## 5.2.2 Bekämpningsmedel

De ursprungliga indata som används för att beräkna den globala användning av bekämpningsmedel som input till PRINCE-modellen är hämtade från FAO.<sup>17</sup> Dessa data har en global täckning med över 160 länder. Det finns också separata datakällor för den totala användningen av bekämpningsmedel och för underkategorier inom detta – insekticider, herbicider och fungicider. Dessa användes för att upprätta separata tidsserier i PRINCE 2 för den totala användningen av bekämpningsmedel och för var och en av de nämnda underkategorierna.

EXIOBASE kräver indata för fem ”resten av världen”-regioner (resten av världen Afrika, resten av världen Asien och Stillahavsområdet, resten av världen Amerika, resten av världen Mellanöstern och resten av världen Europa) som inte exakt motsvara de geografiska klassificeringarna i FAO:s källdata. För att ta fram data om användning av bekämpningsmedel som överensstämmer med dessa EXIOBASE-regioner beräknades först den genomsnittliga intensiteten av bekämpningsmedelsanvändning per enhet produktiv landareal för representativa länder i varje EXIOBASE-region utifrån FAO-data. Dessa intensiteter multiplicerades sedan med hjälp av data om produktiv markareal i EXIOBASE för att härleda användningen av bekämpningsmedel för varje region.

Som noterades i det första PRINCE-projektet har FAO:s data om användning av bekämpningsmedel för Kina överrapporterats. Liksom för beräkningarna för ett enstaka år i PRINCE 1 löstes detta genom att man antog att kinesiska FAOSTAT-data rapporteras som *total användning* snarare än total användning av *verksamt ämne* och genom att applicera en lämplig korrigeringsfaktor. När det gäller data om Tysklands användning av insekticider noterades ett tidsseriebrott i FAO:s uppgifter. Mot bakgrund av detta hämtades data om Tysklands användning av insekticider från Eurostats databas i stället. Användningen av bekämpningsmedel för varje EXIOBASE land/region fördelades sedan på de åtta växtproducerande sektorerna i EXIOBASE i proportion till den monetära produktionen för varje produkt.

---

<sup>17</sup> FAOSTAT: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>



### 5.2.3 Användningen av farliga kemiska produkter

I PRINCE 2 har detta arbete fokuserat på användningen av farliga kemiska produkter (HCP), *exklusive petroleumbaserade bränslen*. SCB:s grupp för miljöräkenskaper tar fram statistik om HCP-användning efter industrisektor (med ett produktionsperspektiv) baserat på kemikalieinspektionens register (SCB, 2021a).

Enhetskostnaden för farliga kemiska produkter (i kronor/ton) som köpts in av svenska producerande industrier beräknades utifrån dessa data i kombination med monetära data om inköp av HCP inom svenska producerande industrier från SCB:s input-outputtabeller. Förutsatt att HCP-användningen i andra länder och regioner är densamma som i Sverige, kan HCP-användningen inom producerande industrier i länder och regioner utanför Sverige beräknas utifrån svenska enhetskostnader och uppgifter om HCP-inköp globalt utifrån globala input-outputtabeller i EXIOBASE.

Under arbetet med att ta fram tidsserierna för HCP noterades rapporteringsfel i källdata för HCP-användningen i den svenska industrisektorn för C19 – raffinerade petroleumprodukter. Korrigerade data gjordes inte tillgängliga inom tidsramen för denna rapport och är därför inte inkluderade. Det bedömdes att detta fel inte i någon större utsträckning påverkade den totala omfattningen och trenden för åren 2008 och 2013–2019. Det kunde dock också noteras att detta fel särskilt påverkade utvecklingen av tidsserierna för åren 2010–2012. Mot bakgrund av dessa överväganden presenterar vi endast resultaten för de kontinuerliga tidsserierna från 2013 till 2019.

## 5.3 Resultat

### 5.3.1 Veterinära antibiotika

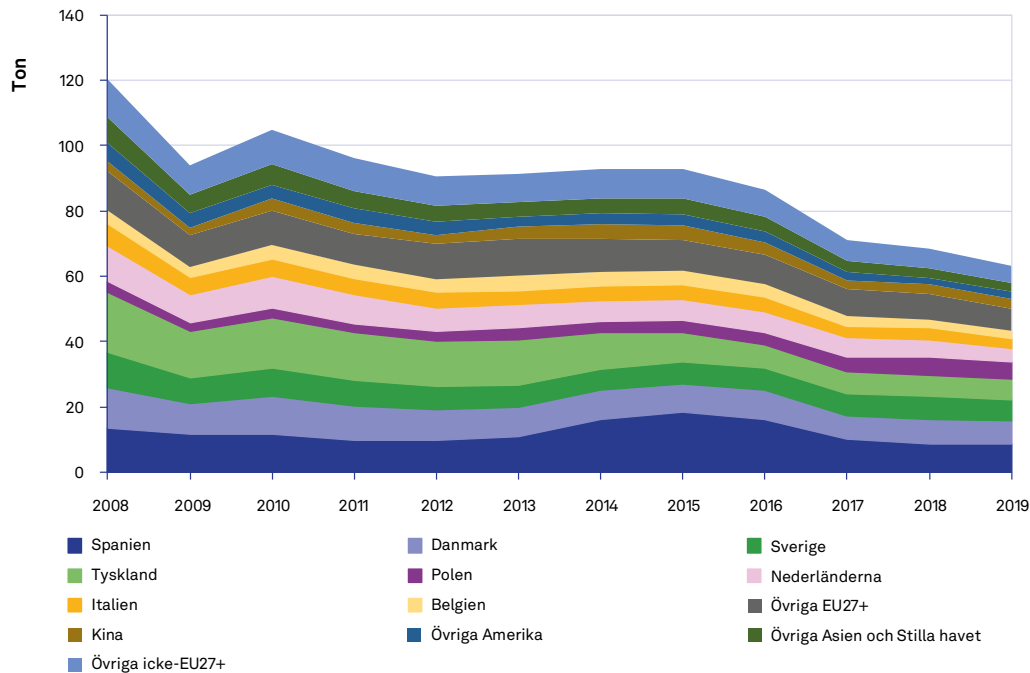
Som framgår av figur 4 uppgick Sveriges konsumtionsbaserade användning av veterinärantibiotika år 2008 till 120 ton. År 2019 hade den minskat med 47 % till 63 ton. Totalt sett uppgår den veterinärmedicinska antibiotikaanvändningen i svensk produktion till mellan 7 och 10 % av den totala konsumtionsbaserade veterinära antibiotikaanvändningen. Det här hänger ihop med att användningen av veterinära antibiotika i svenskt jordbruk är mycket låg jämfört med alla andra nationer och trots att kött och mejeriprodukter som produceras i Sverige står för majoriteten av det som konsumeras i Sverige (Jirskog, 2021; Jordbruksverket, 2021). Andra länder i EU27<sup>+18</sup>-gruppen står för nästan 70 % av Sveriges totala konsumtionsbaserade användning av veterinära antibiotika, på grund av kött- och mejeriimport från dessa länder (Jordbruksverket, 2020). Detta är en metodologiskt intressant iakttagelse, eftersom tidsserierna har tagits fram med hjälp av datakällor baserade på rapportering från europeiska länder.

Minskningen av Sveriges konsumtionsbaserade användning av veterinära antibiotika beror till stor del på en minskad användning av veterinära antibiotika i alla länder som rapporterar till EMA. Andra bidragande faktorer kan vara att köttkonsumtionen, mätt i vikt, i Sverige har minskat med över 10 % sedan 2016 (Jordbruksverket, 2021) och att andelen svenska produkter som tillgodoser svensk efterfrågan har ökat under de senaste åren (Jordbruksverket, 2021).

---

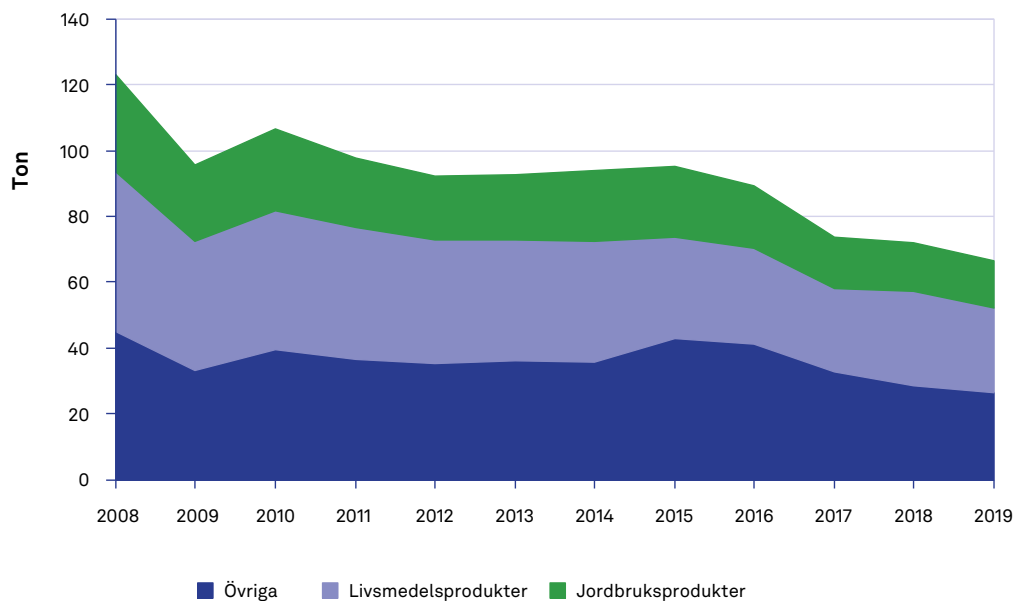
<sup>18</sup> EU27+ består av EU27 plus Schweiz, Norge, Island och Storbritannien.

Figur 4 visar att Spanien är det största enskilda exportlandet, och har under många år haft stor inverkan på Sveriges konsumtionsbaserade användning av veterinära antibiotika i tidsserierna. Det kan också noteras att ökningen av veterinära antibiotika från Spanien mellan 2013 och 2017 börjar stiga samtidigt som EMA noterar en förändring i Spaniens rapporteringsmetoder.



Figur 4: Konsumtionsbaserad veterinär antibiotikaanvändning för Sverige i ton aktiv substans.

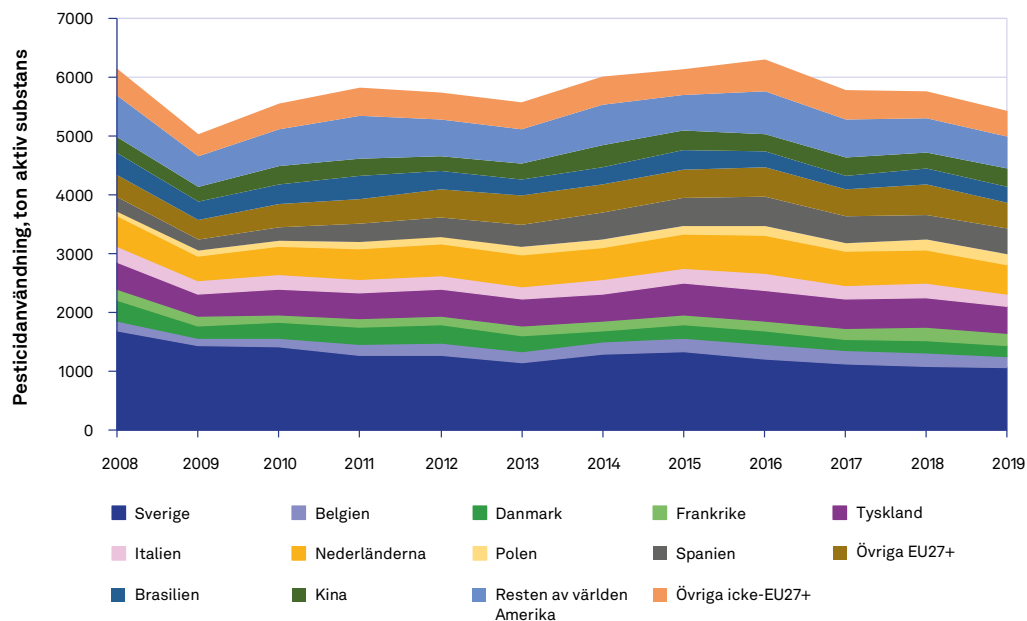
Resultaten i figur 5 visar att Sveriges konsumtion av livsmedelsprodukter (CPA [Classification of Products by Activity] C10–12) och jordbruksprodukter (CPA A01) tillsammans står för mellan 55 och 65 % av den totala användningen av veterinära antibiotika som uppstår på grund av svensk slutefterfrågan. De viktigaste bidragande aktörerna i kategorin ”övriga produkter” är serveringstjänster för livsmedel och drycker (CPA I56, dvs. restauranger och kaféer) med mellan 6 och 10 % av den totala användningen; offentliga tjänster (t.ex. hälso- och sjukvård, utbildning och socialt arbete) med mellan 8 och 10 % av den totala användningen, samt textilier, kläder och läderprodukter (CPA 13–15) med upp till 5 % av den totala användningen.



Figur 5: Veterinär antibiotikaanvändning i ton aktiv substans utifrån svensk konsumtion efter produkttyp.

### 5.3.2 Bekämpningsmedel

Figur 6 visar att Sveriges konsumtionsbaserade totala användning av bekämpningsmedel har minskat något från över 6 000 ton aktiv substans 2008 till cirka 5 400 ton 2019. Användningen av bekämpningsmedel i Sverige är genomgående den största enskilda bidragsgivaren i den visade tidsserien, även om den bara bidrar med som mest 28 % av totalen (2008). År 2019 bidrar användningen av bekämpningsmedel i Sverige endast med 19 % av totalen. Under 2008 bidrar länderna i resten av EU27+-gruppen med 43 % av den totala användningen av bekämpningsmedel. Det kan noteras att den minskning på 38 % i användningen av bekämpningsmedel i svensk produktion, som ses i figur 6, speglar den totala minskningen av användningen av bekämpningsmedel i svensk produktion i de indata som används, vilket tyder på att detta har uppstått till följd av produktionsåtgärder snarare än förändringar i konsumtionen. År 2019 bidrog EU27+-gruppen med över 50 % av den totala användningen, vilket visas i figur 6. Ser man på användningen av bekämpningsmedel ur de producerande ländernas perspektiv, som visas i figur 6, uppstår en liten men absolut ökning i EU27+-gruppen mellan början och slutet av tidsserien. Betraktar man medlemsländerna mer i detalj visar figuren att svensk konsumtionsbaserad användning av bekämpningsmedel i produkter importerade från Danmark minskade med cirka 50 % mellan 2008 och 2019. Denna minskning återspeglar också en minskning i användningen av bekämpningsmedel generellt i den danska produktionen, i enlighet med indata i detta arbete, där man också kan konstatera att den absoluta kvantiteten av svensk import av jordbruks- och livsmedelsprodukter från Danmark under studiens tidsperiod endast minskade måttligt. Å andra sidan ökade användningen av bekämpningsmedel i produkter från Spanien med 88 % mellan 2008 och 2019. Dessa stora ökningarna uppstår samtidigt som Sveriges import av jordbruks- och livsmedelsprodukter från Spanien ökar och användningen av bekämpningsmedel i spansk produktion ökar. Användningen av bekämpningsmedel i produkter från Nederländerna ökar från 2008 till att nå högst 662 ton aktiva substanser år 2016, för att sedan gå tillbaka igen år 2019 och lägga sig något över 2008 års nivå.

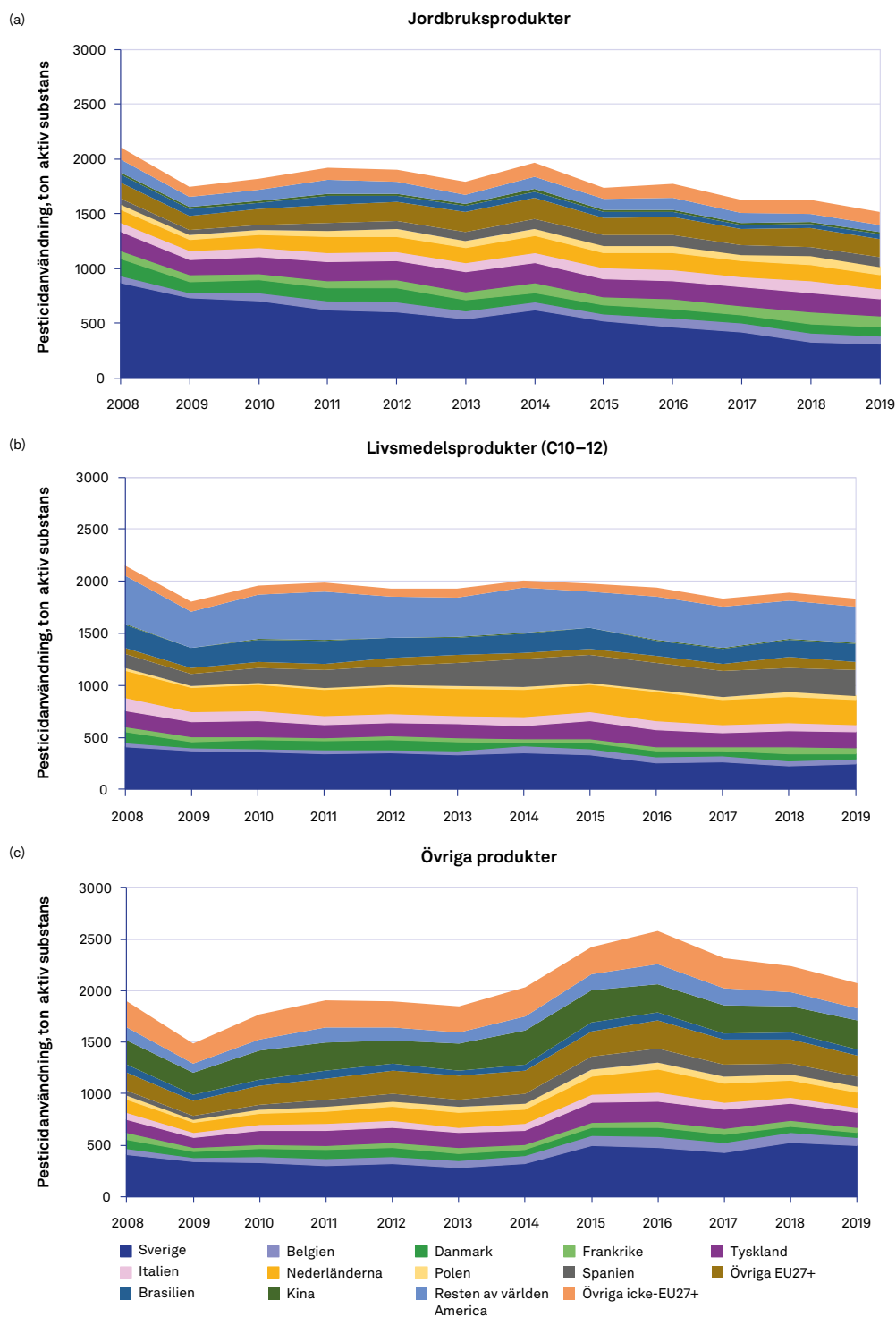


Figur 6: Sveriges konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel, i ton aktiv substans.

Produkter som importerats från regioner utanför EU27+-gruppen bidrar konsekvent med cirka 30 % av Sveriges totala konsumtionsbaserade användning under hela tidsserien. Sveriges konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel som förekommer i producentländer utanför EU minskade med 13 % mellan 2008 och 2019. Som framgår av figuren sker denna minskning främst i Brasilien och regionen resten av världen Amerika.

Figur 7 visar Sveriges konsumtionsbaserade totala användning av bekämpningsmedel efter användningsland och olika produktgrupper. Figur 7c visar att användningen av bekämpningsmedel från andra produkter omfattar 47 produktgrupper och att konsumtionen av livsmedelsprodukter och jordbruksprodukter tillsammans dominerar konsumtionen kopplad till användning av bekämpningsmedel. Bland de 47 produktgrupperna i kategorin övriga produkter är den största enskilda kategorin boende- och livsmedelstjänster (I55–56), vilken bidrar med mellan 5 och 8 % av den totala användningen av bekämpningsmedel. Den offentliga sektorns produkter offentlig förvaltning (O84), utbildning (P85) och hälsovård och sociala tjänster (Q86–88) bidrar tillsammans med mellan 6 och 9 % av den totala användningen av bekämpningsmedel.

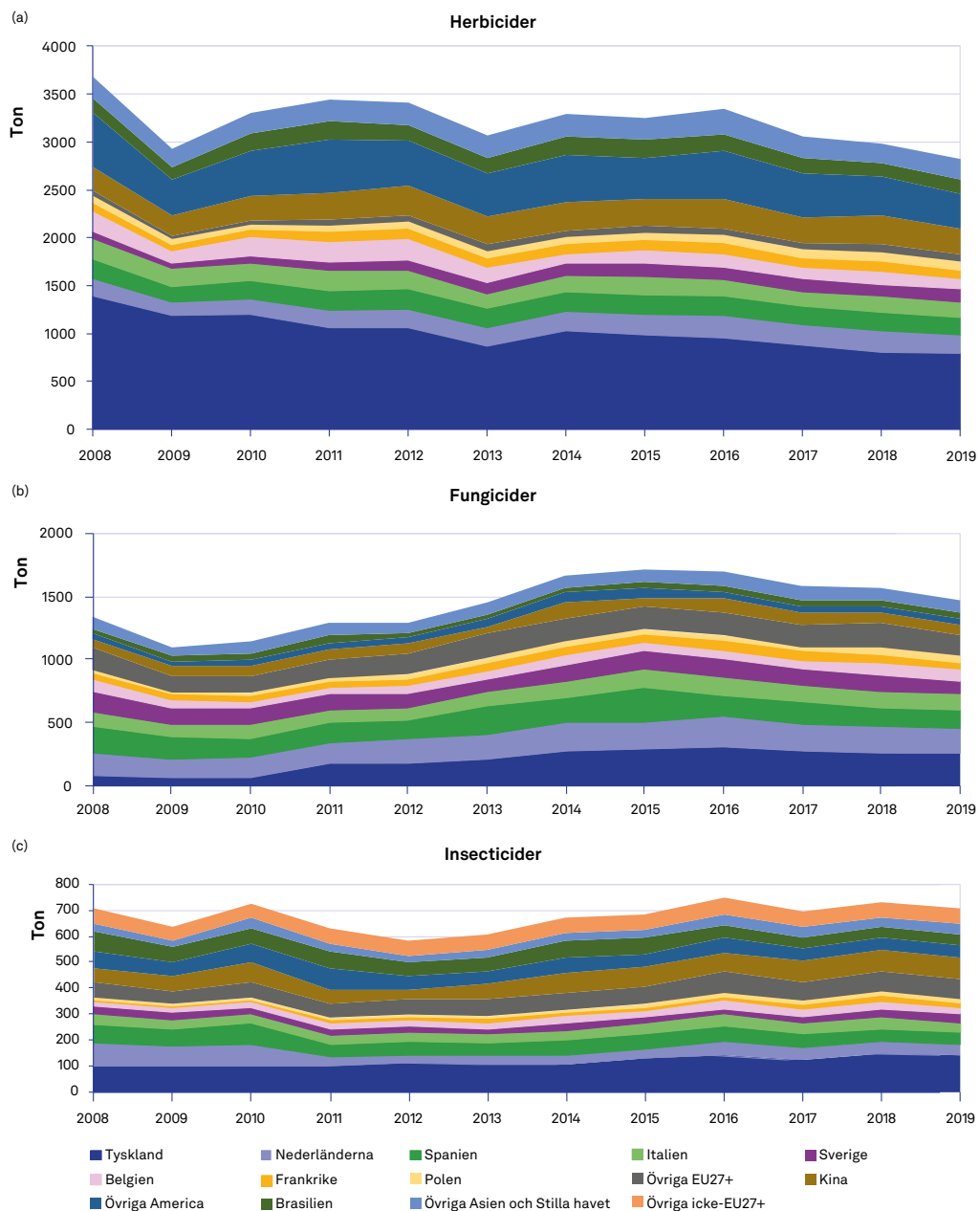
Figur 7 visar också på märkbara förändringar i Sveriges totala konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel för ”övriga produkter” och ”jordbruksprodukter” mellan 2014 och 2015. Dessa skillnader uppkommer vid samma tidpunkt i tidsserierna eftersom det då genomfördes ändringar i metoderna för att producera Sveriges input-outputtabeller och behandlas därför med försiktighet. Båda sidor av detta tidsseriebrott i ekonomiska indata (figur 7a) visar på en nedåtgående trend för användning av bekämpningsmedel från jordbruksprodukter och en relativt konstant trend för livsmedelsprodukter (figur 7 b). Om man bortser från den stora ökningen i användningen av bekämpningsmedel på grund av ”övriga produkter” mellan 2014 och 2015 (figur 7 c) är användningen av bekämpningsmedel relativt oföränderlig men cirka 10 % lägre 2019 än 2008.



Figur 7: Sveriges konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel i a) jordbruksprodukter (A01), b) livsmedelsprodukter (C10–12) och c) alla andra produkter (totalt 47 produktgrupper).<sup>19</sup>

<sup>19</sup> Vid jämförelsen av tidsserierna bör det noteras att de officiella svenska input-outputtabellerna från SCB:s grupp för miljöräkenskaper har reviderats, enligt en allmän översyn för åren 2015 och framåt. Tabellerna för 2014 och tidigare år har inte granskats. Detta har rapporterats i SCB:s officiella statistik över miljöpåverkan ur ett konsumtionsperspektiv. Den stora ökning som visats för användning av bekämpningsmedel från andra produkter (figur 7 c) mellan 2014 och 2015 bör därför behandlas med försiktighet.

Figur 8 visar Sveriges konsumtionsbaserade användning av växtgifter (herbicider), svampgifter (fungicider) och insektsgifter (insekticider) uppdelade på producentland. Figuren visar hur trenderna varierar mellan de olika typerna av bekämpningsmedel och även för olika länder. Sverige är det största enskilda producentlandet för konsumtionsbaserad användning av herbicider, och nedgången i användningen av herbicider till följd av svensk konsumtion mellan 2008 och 2019 beror till stor del på minskad användning i svensk produktion. En stor del av den totala ökningen av Sveriges konsumtionsbaserade användning av fungicider mellan 2008 och 2019 beror på den ökning som kommer från spansk produktion. Tyskland är det största enskilda producentlandet för Sveriges konsumtionsbaserade användning av insekticider, och den insekticidanvändning som tillskrivs Tyskland har ökat mellan 2008 och 2019.

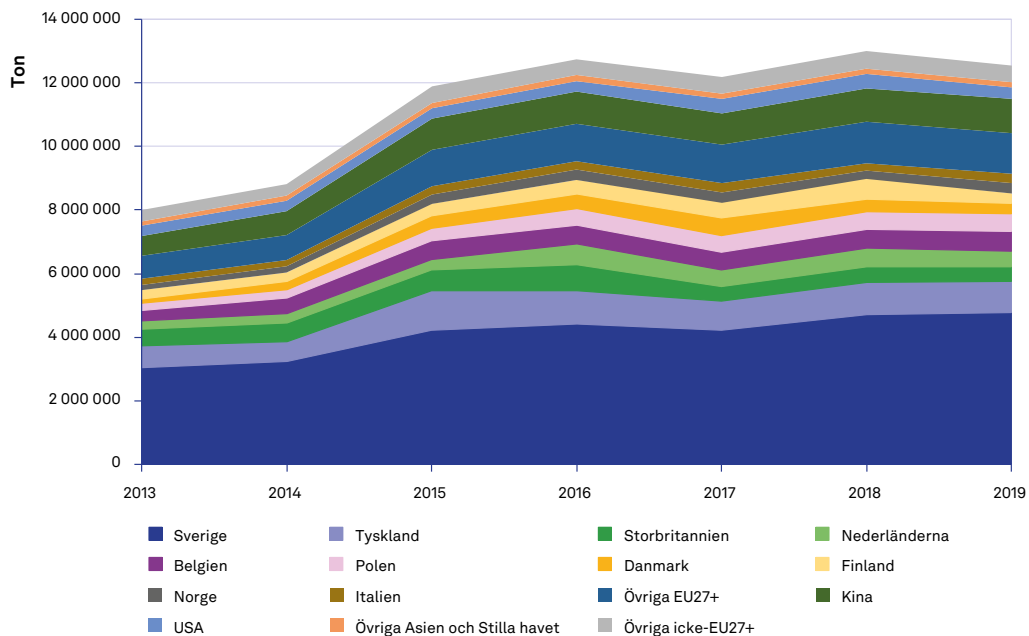


Figur 8: Tidsserier för Sveriges konsumtionsbaserade användning av a) herbicider, b) fungicider och c) insekticider.

### 5.3.3 Användningen av farliga kemiska produkter

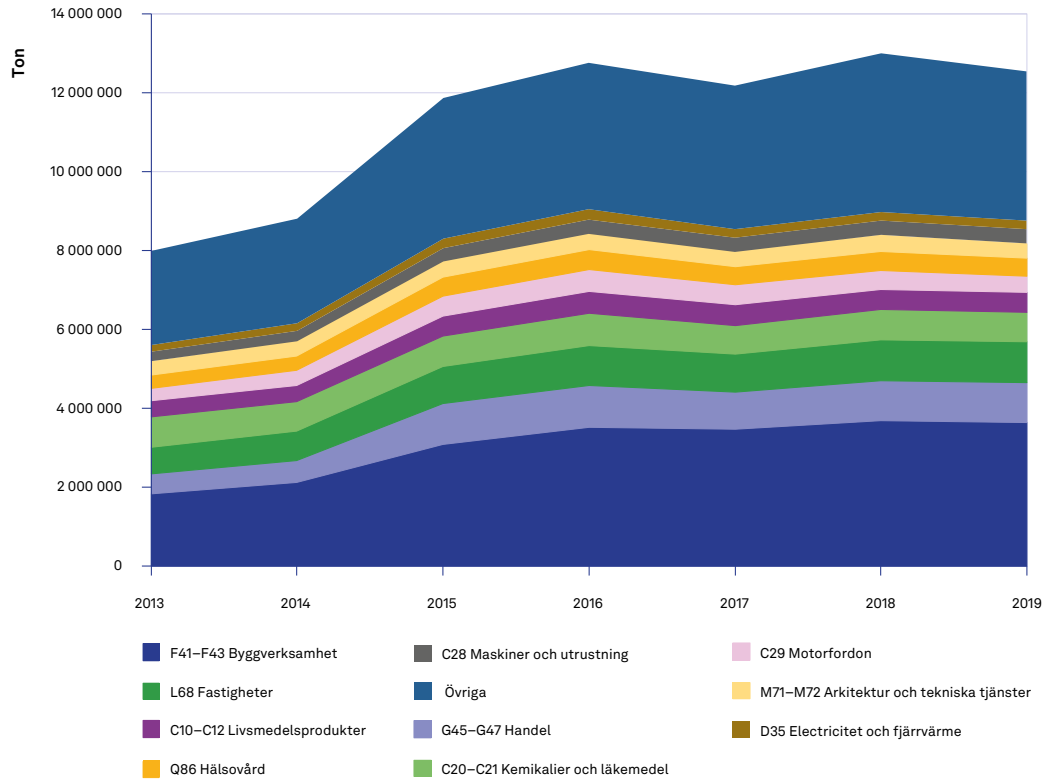
Figur 9 visar att Sveriges konsumtionsbaserade användning av farliga kemiska produkter (HCP) har ökat med över 50 % från 8,0 miljoner ton 2013 till 12,5 miljoner ton 2019. Den stora ökningen mellan 2014 och 2015 sammanfaller med en stor ökad användning av HCP i produktionen av C23-icke-metalliska mineraler (inklusive cement). Perioden 2014–2015 sammanfaller också med tidsseriebrott för de officiella svenska input-outputtabellerna till följd av den allmänna översynen av nationalräkenskaperna. Denna ökning bör därför behandlas med försiktighet.

Figuren visar också att Sverige är det enskilt största producentlandet för den egna konsumtionsbaserade användningen av HCP, och bidrar med 35 % eller mer av den totala användningen beroende på år. Andra producentländer i EU27+-gruppen bidrar konsekvent med 44 % eller mer av Sveriges konsumtionsbaserade användning av HCP under tidsserierna. Bland producentländer utanför EU27+-gruppen, bidrar Kina mest med nästan 10 %.



Figur 9: Tidsserier för Sveriges konsumtionsbaserade användning av farliga kemiska produkter.

Figur 10 visar att produkter för byggverksamhet (dvs. byggnader och infrastruktur) är den enskilt största gruppen av förbrukade produkter för användning av HCP, följt av handel, fastigheter, och kemikalier och läkemedel. Alla har ökat sin användning av kemikalier mellan 2013 och 2019.



Figur 10: Sveriges konsumtionsbaserade användning av farliga kemiska produkter fördelat på konsumtionsvara.



## 5.4 Diskussion

### 5.4.1 Begränsningar

Den experimentella produktionen av tidsserier som utförts i PRINCE 2 har bidragit med en ytterligare förståelse för de möjligheter och potentiella begränsningar det innebär att producera konsumtionsbaserad statistik för Sverige inom dessa områden.

Till exempel uppstod ett tidsseriebrott mellan 2014 och 2015 till följd av den allmänna översynen av nationalräkenskaperna som SCB då tillämpade för alla referensår för år 2015 och efter, men inte före. Ytterligare ett tidsseriebrott kan noteras i ESVAC-dokumentation för rapportering av veterinära antibiotika från vissa länder (Europeiska läkemedelsmyndigheten, 2018).

Geografiska extrapoleringar har också varit nödvändiga. För farliga kemiska produkter (HCP) har extrapolering till global HCP-användning gjorts från fysiska HCP-data för Sverige, vilket är en liten urvalspopulation. Detta gjordes mot bakgrund av bristen på tillräckligt detaljerade indata för länder och regioner utanför Sverige. Eurostat publicerar en tidsserie för produktionsbaserad HCP-användning i EU27 (men inte för separata länder).<sup>20</sup> Dessa data användes inte som källdata i detta arbete eftersom de inte var tillräckligt detaljerade geografiskt och branschvist. Eftersom dessa data är produktionsbaserade är de inte direkt jämförbara med de slutliga konsumtionsbaserade resultaten i detta arbete. Däremot kan dessa uppgifter vara intressanta för att validera den extrapolering som tillämpas här av de svenska uppgifterna till resten av EU27. En jämförelse mellan Eurostats produktionsbaserade HCP-användning i EU27 och de motsvarande uppgifter som extrapolerats i detta arbete visar att detta arbete överskattar den produktionsbaserade HCP-användningen i EU27 med nära nog en faktor på två. Trendmässigt visar extrapoleringen för produktionsbaserad HCP-användning för EU27 i detta arbete en ökning med över 70 % mellan 2013 och 2018, jämfört med en närmaste försumbar ökning på 3 % under samma tidsperiod enligt Eurostats data. Resultatet av denna jämförelse begränsar omfattningen av de slutsatser som kan dras från resultaten i figur 9 och figur 10. Metodförbättringar kan tillämpas för att förbättra noggrannheten i den extrapolering som införlivar data från Eurostat. Omfattningen av de slutsatser som kan dras av Sveriges konsumtionsbaserade HCP-användning begränsas också av de tidigare noterade avvikelserna i indata för C19 – raffinerade petroleumprodukter.

För veterinär antibiotikaanvändning var det nödvändigt att extrapolera från tillgängliga indata från ESVAC för de länder och regioner där det inte fanns uppgifter tillgängliga för att ge input till PRINCE-modellen för konsumtionsbaserad användning av veterinära antibiotika. En jämförelse med ettåriga produktionsbaserade uppskattningar av användningen av veterinära antibiotika i Tiseo et al. (2020) tyder dock på en underskattning av användningen av antibiotika i Kina och Brasilien. Effekten av denna potentiella underskattning på resultaten i figur 4 och figur 5 är att de visar en något lägre total konsumtionsbaserad användning än vad som hade varit fallet om de produktionsbaserade värdena för Kina och Brasilien hade legat närmare de värden som rapporterats i Tiseo et al. (2020). Emellertid har

---

<sup>20</sup> Eurostat – Data Explorer (europa.eu): [https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env\\_chmhaz&lang=en](https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_chmhaz&lang=en)

storleksordningen, den övergripande trenden och uppdelningen mellan import och inhemsk produktion inte förändrats nämnvärt. Framöver finns det goda möjligheter att här förbättra metoden och ta fram indata för modellen, till exempel genom att inkludera resultaten från Tiseo et al. (2020) i extrapoleringsmetoderna. En ytterligare förbättringsmöjlighet är att beakta fysiska data såsom levande vikt hos produktionsdjur och produktionsintensitet vid fördelning och extrapolering av veterinär antibiotikaanvändning.

FAO:s dataset för bekämpningsmedel erbjuder global täckning av indata och det var inte nödvändigt att använda metoder för geografisk extrapolering. En slags omklassificering krävdes för att anpassa den geografiska täckningen i indata hos FAO till de fem ”resten av världen”-regionerna i Exiobase, och metodförbättringar kunde tillämpas när denna justering gjordes genom att beakta fler länder från FAO:s indata. En ytterligare potentiell metodförbättring skulle kunna vara att beakta fysiska källdata för att göra en klassificering på produktnivå utifrån indata för enskilda värden per land, snarare än ekonomiska. Den metod som används här tar inte hänsyn till den relativa risken för de bekämpningsmedel som används (endast mängden aktiv substans), vilket kännetecknar de harmoniserade riskindikatorer som används i Europeiska kommissionens direktiv om hållbar användning av bekämpningsmedel. Det här innebär att det finns ytterligare möjligheter till metodutveckling för att tillgodose policybehov.

## 5.4.2 Officiell statistik

När det gäller veterinär antibiotikaanvändning och bekämpningsmedel har denna gapanalys visat att de metoder som används för att bedöma konsumtionsbaserade miljöindikatorer i PRINCE 1 kan tillämpas för att producera tidsserier med mycket relevant information för beslutsfattare. För konsumtionsbaserad användning av farliga kemiska produkter (HCP) har gapanalysen visat att det är möjligt att ta fram en sammanhängande tidsserie. Analysen visade emellertid också på osäkerheter i uppgifterna om indata och den geografiska extrapoleringen, som behöver förstås bättre för att förbättra möjligheterna till policystöd.

Det framgår tydligt av pågående policyprocesser, till exempel de som har med uppföljningen av målen i Agenda och Sveriges miljö kvalitetsmål att göra, att det finns ett användarbehov av den typ av makroskopiska indikatorer som övervakar kemikalier rent allmänt. Alla indikatorer som beaktas i denna gapanalys kan således sägas vara relevanta sett till statistisk kvalitet.

Ett viktigt resultat av det första PRINCE-projektet med avseende på de indikatorer som behandlas här är att de källdata som används bör uppfylla följande kriterier:

- produceras och uppdateras regelbundet institutionellt
- vara fritt tillgängliga online
- ha potentialen att klassificeras branschvis.

Dessa krav uppfylls för tidsserierna hos samtliga indikatorer som beaktas i denna gapanalys. Mot bakgrund av detta uppfyller de resulterande tidsserier som lyfts fram i de föregående avsnitten för indikatorerna för veterinära antibiotika och bekämpningsmedel, och den vetenskapliga och statistiska grunden bakom PRINCE-modellen i stort, på det stora hela kvalitetsdimensionerna för officiell statistisk noggrannhet, jämförbarhet och aktualitet. När det gäller förbruknings-

baserad HCP-användning kräver dock de osäkerheter som noterats i indata och extrapoleringsförfarandet ytterligare undersökningar för att uppfylla framför allt noggrannhetskravet för officiell statistik.

### 5.4.3 Nästa steg

Ett viktigt nästa steg för framställning av officiell statistik inom områdena bekämpningsmedel och veterinära antibiotika, baserat på de experimentella serier som utvecklats här, är att ge tillräckligt med ekonomiska resurser till SCB:s miljöräkenskaper för att säkerställa produktion och underhåll av tidsserierna enligt nödvändiga kvalitetskrav. På dessa områden bör en dialog inledas med beslutsfattare och andra intressenter med fokus på metodutveckling för att ytterligare öka policyrelevansen för dessa indikatorer. För veterinära antibiotika kan det omfatta tidsserier för olika djurarter och olika typer av antibiotika. För bekämpningsmedel inbegriper det utveckling av indikatorer för relativ risk med avseende på de harmoniserade riskindikatorer som rapporterats i samband med EU-direktivet om hållbar användning av bekämpningsmedel.<sup>21</sup>

För konsumtionsbaserad användning av HCP är det första steget att undersöka och begränsa de observerade osäkerheterna i indata och i det extrapoleringsförfarande som tillämpas. Detta kan uppnås genom en detaljerad analys och jämförelse av den metod som Eurostat använder för att producera tidsserier för produktionsbaserad HCP-användning och SCB:s uppgifter om HCP-användning ur ett produktionsperspektiv. Fokus här ligger på metodförbättringar för att inkludera Eurostat i ett förbättrat extrapoleringsförfarande.

I PRINCE 2 har fokus legat på *användningen* av kemikalier och drivkrafterna bakom miljöproblem (se även Persson et al. 2019). I föregående PRINCE-projekt föreslogs indikatorer för utsläpp och för potentiella effekter av utsläpp av farliga kemikalier. Det antydde också att de olika typerna av indikatorer skulle komplettera varandra eftersom de gav olika resultat. Dessa indikatorer bör också vidareutvecklas; detta kräver dock ytterligare arbete med att ta fram nödvändiga data som inte är omedelbart tillgängliga idag.

---

<sup>21</sup> Harmonized risk indicators: [https://ec.europa.eu/food/plants/pesticides/sustainable-use-pesticides/harmonised-risk-indicators\\_sv](https://ec.europa.eu/food/plants/pesticides/sustainable-use-pesticides/harmonised-risk-indicators_sv)

## 6. Gapanalys: Fiskindikatorer

### De viktigaste resultaten

- Fisket är underrepresenterat i studier som beaktar konsumtionsbaserade effekter, samtidigt är det en nödvändig näringsmässig och ekonomisk resurs, som är betydelsefull för att kunna uppnå målen för hållbar utveckling.
- Möjligheterna finns att undersöka konsumtionen av produkter från både fångst- och vattenbrukskällor och deras effekter.
- För vildfångad fisk kan högupplösta data om fångstmetoder och utkast (vilka båda är viktiga komponenter när det gäller hållbarhet) kopplas till internationella redovisningar av landningar och erbjuda en kraftfull miljöindikator.
- Potentialen finns för liknande indikatorer kopplade till vattenbruk, särskilt för påverkan i samband med övergödning, även om det krävs mer arbete för att sammanställa lämpliga globala data för detta ändamål.
- För att tillhandahålla en indikator lämplig för nationell statistik krävs ytterligare arbete för att harmonisera och validera indata och modellresultat. Att utforska ytterligare hållbarhetsrelaterade problem – såsom status för fiskebestånd och mer detaljerade redovisningar av växthusgaser för fisket – skulle också vara fördelaktigt.

### 6.1 Betydelse och vidare policykontext

Enligt FAO:s rapport *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020* (FAO, 2020a) ökade den globala fångstfiskeproduktionen, mellan 1990 och 2018, med 14 % (från 84 till 96 miljoner ton) och den globala vattenbruksproduktionen ökade med 527 % (från 13 till 82 miljoner ton). År 1990 uppskattades 90 % av fiskbestånden ligga inom biologiskt hållbara nivåer, år 2017 hade detta sjunkit till 66 %. Mål 14 om hållbar utveckling, "Hav och marina resurser", fokuserar på bevarande och hållbart utnyttjande av oceaner, hav och marina resurser, och Konventionen om biologisk mångfald (2016) belyser även deras viktiga roll för livsmedelstrygghet och försörjning. Världsnaturfondens rapport *Living Planet Report 2020* (Almond et al. 2020) lyfter betydelsen av fiske och vattenbruk som drivkraft för förlusten av biologisk mångfald. Ändå har fisket fått begränsad uppmärksamhet i konsumtionsbaserade redovisningsstudier jämfört med effekterna för landmiljön.

Trots vattenbrukets snabba framväxt fortsätter fångstfiske vara en viktig global industri, och det är därför viktigt att förbättra den konsumtionsbaserade redovisningen för att hjälpa till att analysera dess påverkan. Dessa effekter beror på specifika variabler, såsom de fångade arternas livscykelegenskaper (t.ex. deras reproduktions- eller tillväxthastighet), regionen där de fångas och fångstmetoden. Fångstmetoderna är särskilt viktiga med tanke på deras potentiella roll i förstörelsen av livsmiljöer och deras betydelse för den bortslösade delen av fångstfiskeproduk-

tionen: utkast. Mycket aggregerade analyser (t.ex. redovisningar av materiella fotavtryck, som kombinerar fiskprodukter med andra materialanvändning) förbiser dessa aspekter och deras potentiella effekter. Inom det första PRINCE-projektet genomfördes en första analys som ökade förståelsen för beroenden av fångstfiske i svensk konsumtion (se sammanfattning nedan).

Svensk fångstfiskepolicy och förvaltning regleras av EU:s gemensamma fiskepolitik, som har som primärt mål att säkerställa ett nyttjande av levande marina resurser så att det bedrivs hållbart, ekonomiskt, miljömässigt och socialt. För svensk inrikespolitik handlar detta naturligtvis i första hand om hållbarheten hos den egna fiskeflottan. Men fångstfiske kopplat till svensk konsumtion kan vara internationell till sin natur: fiskeflottor kan verka i avlägsna vatten, fiskprodukter är ofta importerade och produktionen kan vara integrerad i större system (t.ex. användas som insatsvaror för vattenbruk eller djurfoder).

I denna nya gapanalys bygger vi vidare på det tidigare arbetet i PRINCE genom att a) för vildfångad fisk, implementera mer robust och detaljerad information om fångstmetoder (typer av fiskeredskap) och tillhörande nivåer av utkast för att förbättra vår förståelse av de potentiella effekterna av produktion kopplad till konsumtion; och b) utvidgar täckningen av vattenbruksproduktion kopplad till konsumtion, tillsammans med scoping av möjligheterna till ytterligare expansion för att omfatta vattenbrukets potentiella miljöpåverkan. Vi avslutar med att diskutera möjligheterna till ytterligare arbete och lämpligheten av denna typ av information för nationell statistik.

I PRINCE 1 förberedde vi en särskilt inriktad konsumtionsbaserad tidsserie för fångstfiske. Detta innebar att vi använde oss av offentligt tillgängliga datamängder, som sedan sammanställdes för att skapa ett nya inputdata till EXIOBASE-modellen. FAO FishStat (FAO, 2020b) användes för att tillhandahålla artspecifika årliga fångstkvantiteter och uppgifter om fångstplatser (av FAO:s fiskeområde). FishBase (Froese & Pauly, 2021), en databas med information på artnivå, användes för att länka ytterligare fångstdata; här särskilt data om den vanligaste använda globala fångstmetoden och ”sårbarhetspoäng” i samband med arters livscykelegenskaper. Dessutom inkluderades en uppskattning av utkast (oanvänd materialutvinning) i samband med fiskeverksamhet för att redovisa den höga dödligheten hos fisk som fångas men återförs till havet. Globala utkastnivåer, baserade på data sammanställd av FAO, användes för de taxonomiska ordningarna kopplade till räkor och tonfisk, och en separat nivå användes för alla andra fiskarter. En fallstudie publicerades med resultat specifika för Sverige, med en akademisk uppsats tillgänglig som beskriver metoderna och innehåller globala analyser (West et al. 2019).

## 6.2 Förbättringar i PRINCE 2 vad gäller indikatorer för vildfångad fisk

### 6.2.1 Syftet med analysen i PRINCE 2

I den här gapanalysen undersöker vi möjligheterna att stärka våra tidigare fiskindikatorer genom att införliva ytterligare information kopplad till fångstproduktion och dess hållbarhet. I PRINCE 1 var vår analys bristfällig för två viktiga komponenter i denna hållbarhet: för fångstmetoder gjorde vi helt enkelt en allmän uppskattning av den huvudsakliga globala fångstmetoden från FishBase, vilket inte återspeglar

mångfalden i de fångstmetoder som används för varje art internationellt; för utkast, använde vi oss också av grova uppskattningar (på global nivå) av utkast för att förstå potentialen för konsumtion som kan kopplas till denna outnyttjade och materiellt slösaktiga del av fångsten.

## 6.2.2 Metoder

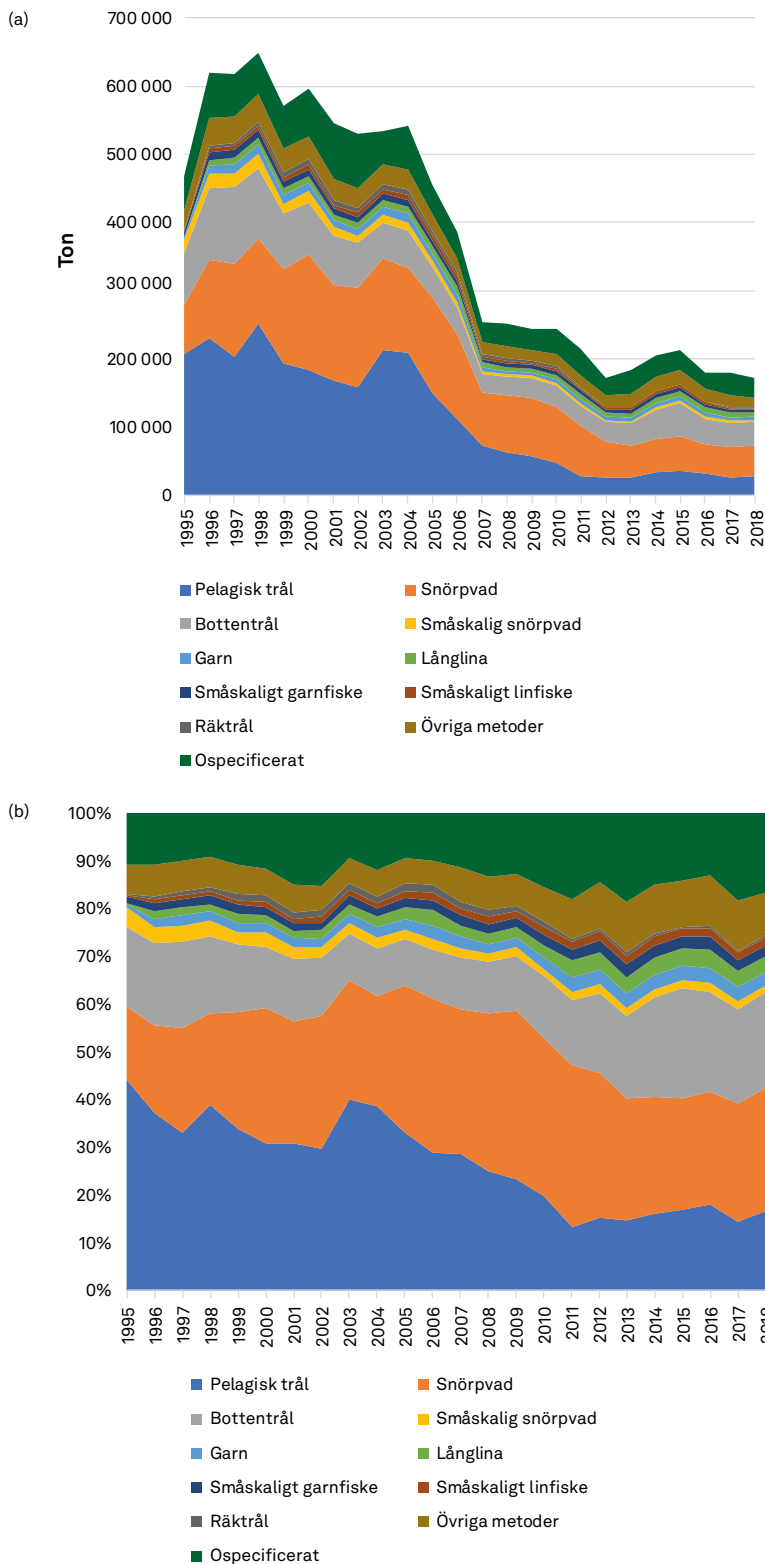
Utgångspunkten för utvecklingen av fiskindikatorer i PRINCE 2 är fortsatt produktionsdata från FAO FishStatJ (FSJ). Dessa bidrar med fångstmängden (och vattenbruksproduktion; se avsnitt 6.3) som kan kopplas till MRIO EXIOBASE3. Införlivandet av information om fiskproduktion i en MRIO-struktur omfattar således fiskprodukter avsedda som livsmedel, för användning i foderråvaror (inklusive fiskprodukter som i sin tur används för vattenbruk) och för andra icke livsmedelsändamål. ”Konsumtion”, uttryckt i vägledande resultat från den gapanalys som presenteras nedan försöker inte bryta ned dessa användningsområden (men se diskussion i avsnitt 6.4.2). Vårt arbete i PRINCE 2 har försökt utvidga informationen om fångstmängd, som tillhandahålls med klassificering av arter eller artgrupper, för att fastställa fångstmetoderna som används och tillhörande utkast med mer specificitet än vad som uppnåddes i PRINCE 1. Vi tillhandahåller särskilt art- och regionspecifika uppskattningar av fångstmetoder och relaterade utkast. Detta innebär en betydande förbättring av robustheten i kopplingen mellan uppskattningar av fångstmängd och dessa viktiga komponenter i fiskets hållbarhet.

För att uppnå detta använder vi databasen som tillhandahålls av Sea Around Us (SAU; Pauly et al. 2020; Pauly & Zeller, 2015), ett forskningsinitiativ vid University of British Columbia, som bedömer fiskets påverkan på världens marina ekosystem. Specifikt omfattar Sea Around Us databas, för rekonstruktion av fångst, nationellt (för alla maritima länder och territorier i världen) fångstfiske och fångst per år (1950–2018), inklusive fiskerier, taxonnamn, fiskesektor (industriellt, hantverksmässigt, för husbehov och rekreation), fångsttyp (landad eller kasserad), rapporteringsstatus (officiellt rapporterad eller orapporterad), indatakälla och den rumsliga platsen för fångst, som exklusiv ekonomisk zon och FAO:s fiskeområde. Denna information jämförs sedan med fiskestatistik från FSJ för att sammanställa de miljöindikatorer som sedan ska kopplas till EXIOBASE3-modellen (produktionsregister fördelas på lämpligt land eller region inom sektor (05) ”Fiske, driften av fiskkläckerier och fiskodlingar; serviceverksamhet i samband med fiske.”) Inputdata utarbetades för varje år mellan 1995 och 2018 för att tillhandahålla konsumtionsbaserade resultat.

Ytterligare beskrivning av de metoder som används för att integrera statistiken finns att tillgå i bilaga 4.

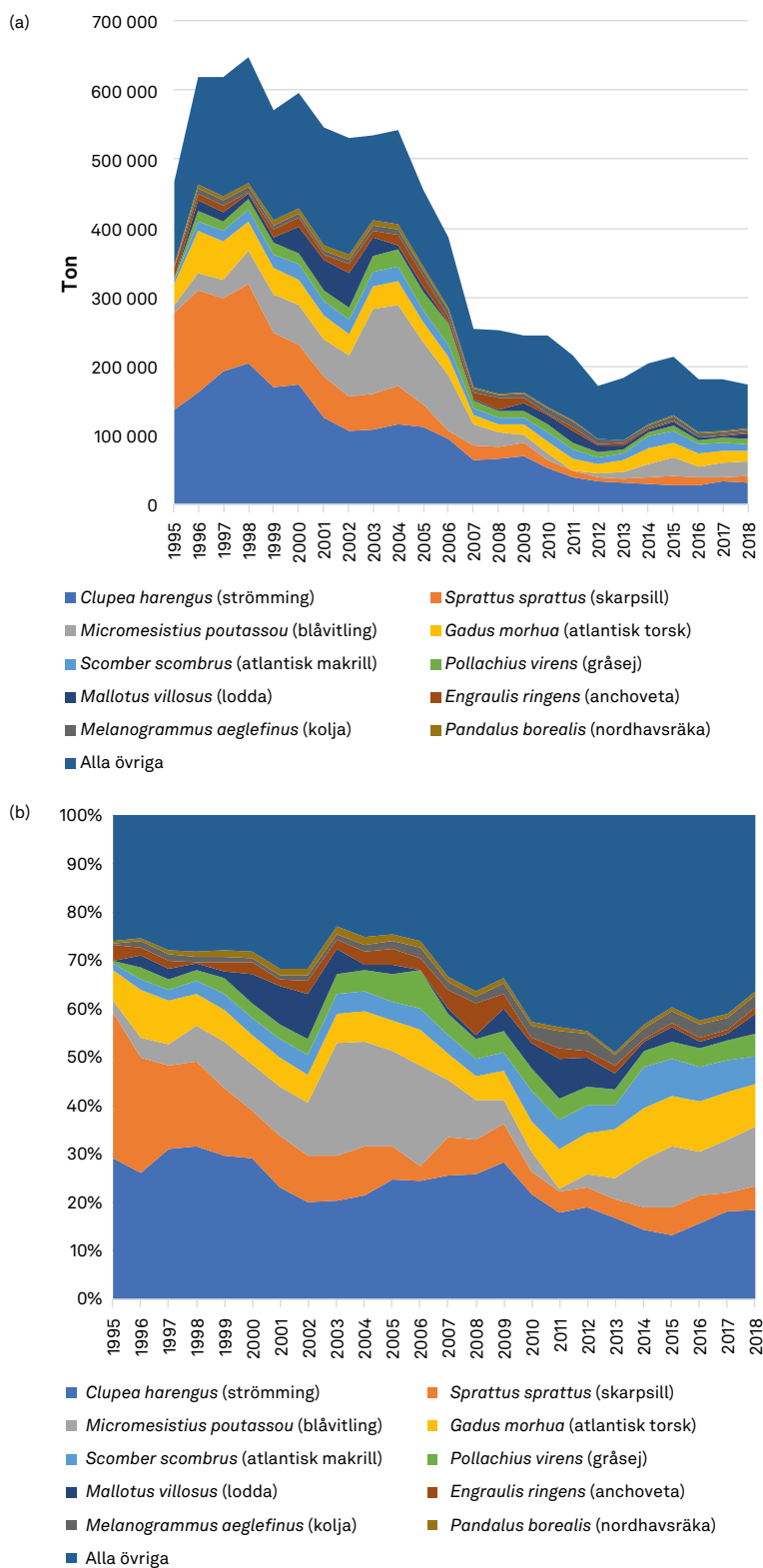
## 6.2.3 Illustrerade resultat

Figur 11 visar det svenska konsumtionsfotavtrycket (landningar) av havslevande fisk mellan 1995 och 2018 för de fångster som framgångsrikt har matchats med fiskeriedskapstyper från Sea Around Us, samt den ospecificerade delen av fångsten. Detta visar på betydelsen av tre primära fiskemetoder för de fångster som är kopplade till Sverige: pelagisk trålning, snörpvad och bottentrålning. Den relativa betydelsen av pelagisk trålning tycks ha minskat under perioden, notvarpar har blivit relativt sett viktigare medan bottentrålning först minskade relativt sett för att sedan öka igen.



Figur 11: Redskapstyp relaterad till fångst av havslevande fisk inbäddad i svensk konsumtion. Det streckade området representerar fångst som saknar specificerad koppling till redskapstyp. a) absoluta värden; b) relativa värden.

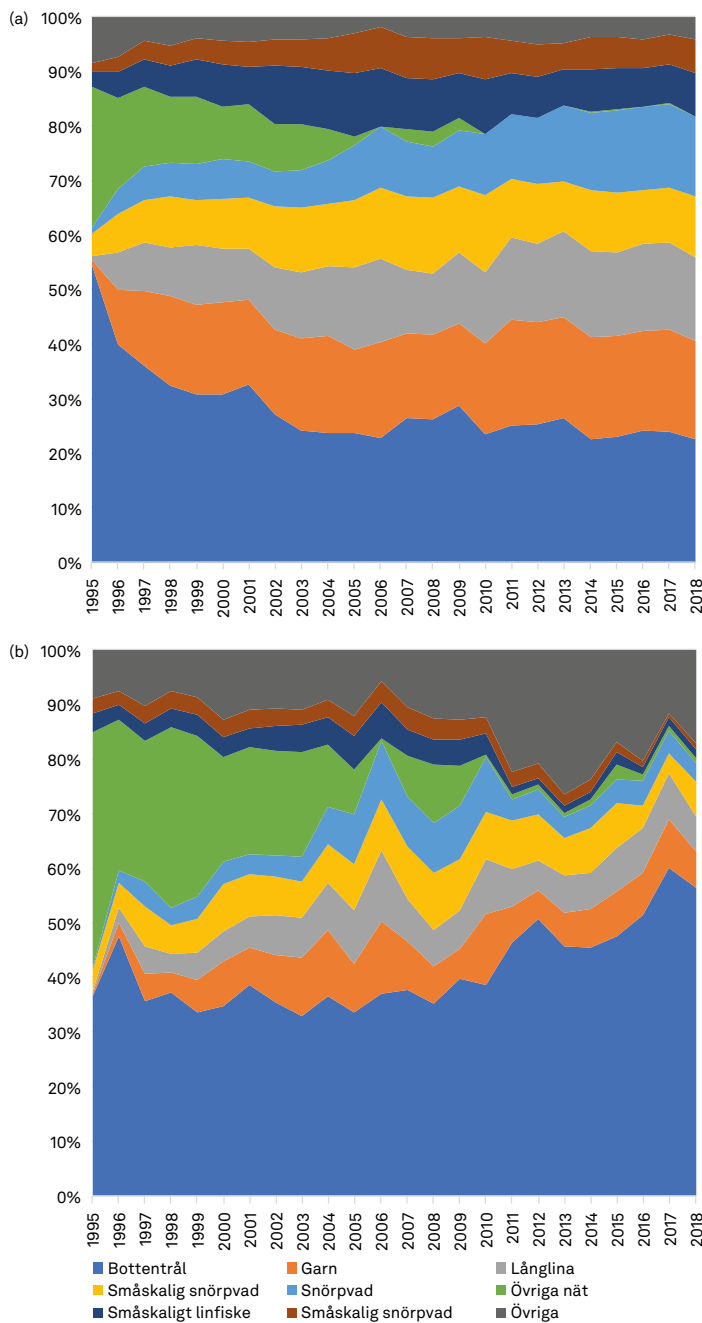
Figur 12 visar de arter som fångsterna omfattar. Den europeiska skarpsillens relativa betydelse för konsumtionsfotavtrycket har tydligt minskat.



Figur 12: Arter som ingår i fångstfiske och är inbäddade i svensk konsumtion. a) absoluta värden, b) relativa värden.



Figur 13 illustrerar hur användningen av olika typer av fiskeredskap ser ut för en viktig art för den svenska konsumtionsprofilen, atlantisk torsk (*Gadus morhua*). Den totala fångsten som kan fördelas efter redskapstyp är 15 032 ton (ytterligare 59 ton av fångst var inte kopplad till någon redskapstyp) för 2018, och den uppskattade mängden utkast är 225 ton, vilket ger en kasseringsgrad på 1,5 % (vilket är lågt relativt sett). År 1995 var de totala fångsterna 29 468 ton och utkastet 1 802 ton, en kasseringsgrad på 6,1 %. Denna förändring kan förklaras av den minskade användningen av ”övriga nät” som var förknippade med en kasseringsgrad på 10 % under 2005. Man kan också se en minskning i den relativa användningen av bottentrålning, men dess andel av utkastet har ökat, vilket är förknippat med dess allt högre kasseringsgrad (3,7 % 2018).



Figur 13: Redskapstyper som används för fångst av torsk (*Gadus morhua*) inbäddad i den svenska konsumtionen (a) och uppskattningar av utkast i samband med dessa fångster, per redskapstyp (b).

## 6.2.4 Begränsningar

Implementeringen av denna utvidgade fiskindikator omfattas av följande begränsningar:

- Aggregationerna av arter och artgrupper i Sea Around Us och FishStat är visserligen ganska väl anpassade (särskilt för större fiskar och målarter), men de stämmer inte helt överens. Detta beror främst på en kombination av SAU-beräkningar på en mer disaggregerad artnivå i vissa fall och skillnader i arternas taxonomiska klassificeringar (t.ex. att arter får olika namn). För denna gapanalys skapade vi en konkordans (över > 2 600 artklassificeringar) för att säkerställa att alla fångster som registrerats i FishStat var associerade med minst en likvärdig klassificering inom SAU på global nivå. Emellertid kunde runt 25 % av fångsterna i FSJ, på global nivå, inte matchas med motsvarande fångster i SAU, för den svenska delen av fångsten varierade det från ~10 % till ~17 % över tidsserien. Ytterligare arbete skulle krävas för att öka noggrannheten hos konkordansen, särskilt eftersom matchningarna varierar för varje enskild rapporterade fiskeenhet.
- Vi har blivit uppmärksammade på att Sea Around Us i vissa fall har mer detaljerad information om redskapstyper i samband med utkast som tilldelas en grövre redskapsklassificering i landningsdata. Hur ofta detta sker i datamängden är oklart utan en detaljerad undersökning (se avsnitt 6.4.2). Dessutom verkar det finnas fall där uppskattningar av utkast kan vara mycket större än de landningar som anges. För tyska fångster med pelagisk trål 2018 i SAU är det till exempel endast europeisk skarpsill (Sprattus sprattus) som är kopplad till några landningsuppgifter (0,25 ton), medan utkastet i samband med pelagisk trålning 2018 uppgår till 1959 ton. Detta resulterar i en orealistiskt hög utkastfrekvens. Ytterligare arbete skulle krävas för att systematiskt upptäcka och reagera på sådana fall, vilket inte har tagits upp i denna initiala gapanalysövning.
- Sea Around Us databas ger endast information om havslevande fisk och exkluderar fångster eller utkast av till exempel däggdjur och reptiler.
- I alla de fiskeresultat (fångst och vattenbruk) som sammanställts i denna gapanalys ser vi en betydande minskning av den modellerade konsumtionen mellan 2004 och 2007. En första undersökning tyder på att detta är en följd av de ekonomiska transaktioner som fångats upp i EXIOBASE MRIO-strukturen; det vill säga en minskning av svensk efterfrågan på produkter från den aggregerade fisksektorn. För att avgöra om detta resultat är representativt för "real world" efterfrågan på produktionskällor för både fångst- och vattenbruks krävs ytterligare undersökningar av EXIOBASE-databasen, vilket ligger utanför ramen för denna gapanalys. Ytterligare arbete krävs för att validera de indikativa resultat som presenteras, och rekommendationer för att förbättra fördelningen av fiskproduktion i MRIO-modeller tas också upp nedan, i avsnitt 6.4.2.

## 6.3 Vattenbruk

### 6.3.1 Syftet med analysen i PRINCE 2

I PRINCE 1 gjorde vi inget försök att ge ytterligare information, utöver den som redan var inbäddad i mätningar av det materiella fotavtrycket, om kopplingen mellan svensk konsumtion och produkter från vattenbruksproduktion. I PRINCE 2 försökte vi åtgärda detta genom att använda oss av data från FSJ om plats, produktionsstyp och artanvändning som ligger till grund för vattenbruket och genom scoping av tillgången på data som kan användas för att utöka data från FSJ för att komplettera kunskapen om påverkans effekter från dessa produktionssystem.

### 6.3.2 Miljöpåverkan av vattenbruksproduktion

Den globala vattenbruksproduktionen ökade med 527 % mellan 1990 och 2018 (från 13 till 82 miljoner ton; FAO 2020a) och utgör en allt viktigare komponent i fiskprodukter inbäddade i konsumtionsaktiviteter. I bilaga 5 sammanfattar vi resultaten av livscykelanalyser och andra studier som har undersökt miljöpåverkan av vattenbruksproduktion. Dessa visar att det är särskilt viktigt att ta hänsyn till näringsbelastningen/eutrofieringspotentialen i vattenbruksproduktionssystemen, där fodersammansättningen, den använda tekniken och fiskarterna alla är viktiga faktorer i denna påverkan. En viktig miljöpåverkan från vattenbruket är de foderprodukter som används. Dessa ingår dock redan i MRIO:s räkenskaper (genom konsumtionsanvändning av fiskeri- eller jordbruksprodukter (i bredare materialräkenskaper)) inbäddade i den fiskerisektor som ingår i MRIO:s struktur. Även om det är motiverat med en mer ingående analys av uppströmseffekterna av vattenbruksfoder, låg detta utanför ramen för vår analys.

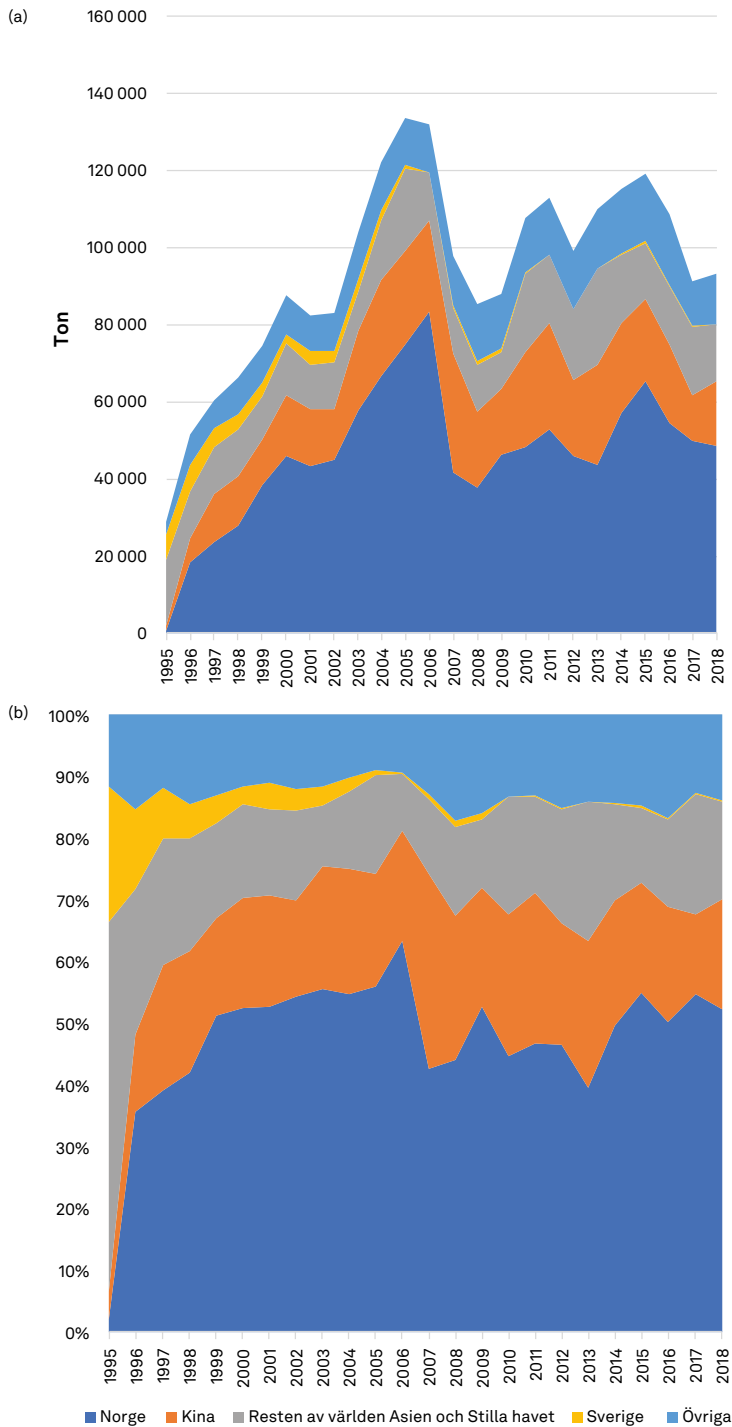
Vår inledande kartläggning av forsknings- och datalandskapet kring vattenbruksproduktion är inte heltäckande, men vi har inte identifierat några globala datamängder som skulle vara direkt lämpliga som grund för inputdata för vattenbruk i PRINCE-modellen. Datamängder som de som utvecklats i Lucas et al. (2020) eller Huang et al. (2020) (se bilaga 5) erbjuder viss potential, men ytterligare arbete skulle krävas för att bestämma hållbarhet. I avsaknad av lämpliga data kopplade till miljöpåverkan tillhandahåller våra resultat helt enkelt arter och produktionsplatser som är förknippade med det svenska vattenbrukets konsumtionsavtryck, med en kort kommentar om den potentiella tillhörande näringsbelastning.

### 6.3.3 Metoder

FAO FishStat tillhandahåller vattenbruksdata i ett liknande format som för fångstproduktion, med produktionsländer, odlade arter, produktionsplats (dvs. havs-/inlandsvattenområden) och uppgifter om typ av produktionssystem (sötvatten, oceaniskt vatten och bräckt vatten) i termer av producerade ton under tidserien 1950–2019. Produktionsmängder per art, areal och typ av produktionssystem kan därför användas för att tillhandahålla inputdata för EXIOBASE-modellen. Vad gäller fångstfiske kan produktionsuppgifter sedan fördelas på lämpligt land eller region inom sektor (05) "Fiske, driften av fiskkläckeri och fiskodling; serviceverksamhet i samband med fiske". Inputdata har utarbetats för varje år mellan 1995 och 2018.

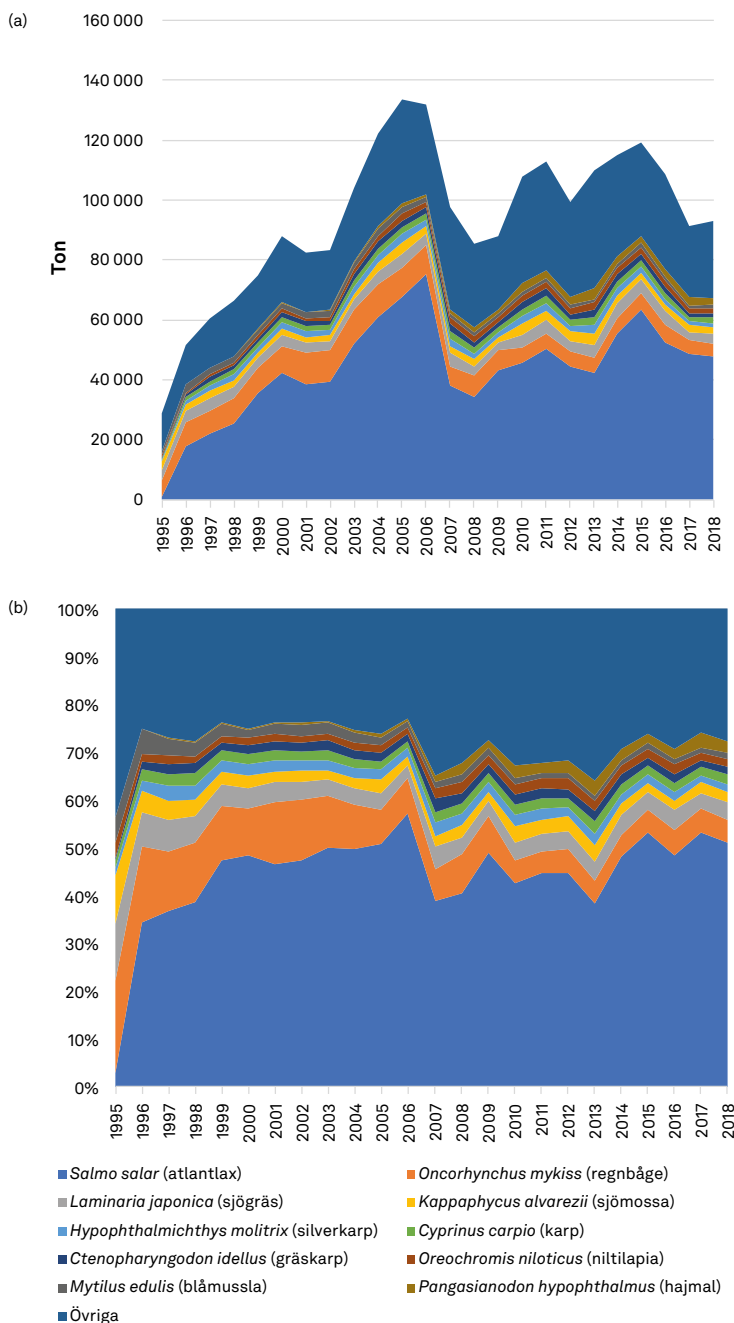
### 6.3.4 Resultat

I figur 14 visas det totala konsumtionsfotavtrycket från vattenbruk i Sverige, uppdelat på källregion. Konsumtionen av produkter från vattenbruk har ökat, vilket stämmer överens med tendenserna för resten av världen. Svensk konsumtion av svensk produktion har minskat i relativ betydelse, med produktion från Norge som den viktigaste totalt sett.



Figur 14: Källregioner för produkter från vattenbruk inbäddade i svensk konsumtion. a) absoluta värden; b) relativa värden.

I figur 15 visas en artfördelning av vattenbrukens fotavtryck. Den enskilt viktigaste arten är atlantlax (*Salmo salar*) följt av regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*), även om den senare har minskat i relativ betydelse under den studerade perioden. Andra marina arter än fisk, till exempel alger/sjögräs och skaldjur, ingår också i redovisningen. Resultaten visar att Norge är en viktig källa för de två vanligaste arterna.



Figur 15: Arter från vattenbruk inbäddade i svensk konsumtion. a) absoluta värden; b) relativa värden.

Lax och regnbåge tillhör båda familjen Salmonidae, och deras produktion är förknippad med ett globalt genomsnitt på 48 kg fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) per ton levande vikt (Lucas et al. 2020; se bilaga 5), vilket är relativt högt jämfört med andra artsystem. Det materiella fotavtrycket av dessa arter inbäddat i den svenska konsumtionen 2018 var 48 481 ton, vilket är förknippat med en belastning av 2 324 ton  $\text{PO}_4^{3-}$ . Räkor har en ännu högre global genomsnittlig belastning (78 kg  $\text{PO}_4^{3-}$  – per ton levande vikt). Den viktigaste enskilda räkarten i det svenska fotavtrycket är dock vitbensräka (*Penaeus vannamei*), med en produktion på 1 984 ton kopplad till svensk konsumtion under 2018 (och som motsvarar en total belastning på 155 ton  $\text{PO}_4^{3-}$ ).

### 6.3.5 Begränsningar

Implementeringen av denna indikator för vattenbruk har följande begränsningar:

I skrivande stund ger resultaten uppskattningar av produktionsmassan kopplad till svensk konsumtion; ytterligare uppgifter om relaterade miljöpåverkningar skulle kräva ytterligare sammanställning och harmonisering av data.

Det finns mycket begränsad information i FishStat-databasen om de tekniker som används för produktionen. Även om detta skulle kunna härledas genom analys av plats, arter och produktionssystem (bräckt vatten, sötvatten, hav) krävs ytterligare undersökningar för att fastställa de tekniska systemen som identifierats som viktiga påverkansfaktorer i vårt inledande avgränsningsarbete.

## 6.4 Potentiell användning i officiell statistik och nästa steg

### 6.4.1 Användning i nationell statistik

Med tanke på fiskeriprodukternas betydelse näringsmässigt och ekonomiskt, den fortsatta förekomsten av ohållbar produktion, och deras inkludering i den internationella politiska dagordningen, skulle fiskindikatorer uppfylla relevansdimensionen vad gäller statistisk kvalitet i PRINCE-modellen.

Det primära datasetet som användes vid utarbetandet av de fiskindikatorer som beskrivs här och i Prince 1-studien är FSJ, som bygger på en sammanställning av statistik som de nationella myndigheterna lämnar in till FAO. Det ger en så tillförlitlig uppskattning av den officiellt registrerade globala fiskeriproduktionen som det sannolikt är möjligt att göra utan att vända sig till de ursprungliga nationella statistikbyråerna. Uppgifterna uppdateras dessutom regelbundet och i rätt tid; FAO:s sammanställning garanterar jämförbarhet och relativ noggrannhet (enligt officiella källor), och de är öppna tillgängliga. Denna statistik är också den som använts när fiskeriprodukter har inkluderats, till exempel som en del av det materiella fotavtrycket i Prince-modellen. Denna information om totala produktionsvolymerna (för både fångst- och vattenbruksproduktion) är därför sannolikt en bra kandidat för inkludering i officiell nationell konsumtionsstatistik. Som nämnts ovan kunde vi dock notera ett ovanligt resultat med en snabb minskning av den observerade konsumtionen när vår fiskindikator tillämpades på EXIOBASE MRIO. I vilken utsträckning detta återspeglar ett "real world"-beteende skulle kräva ytterligare validering innan dessa indikatorer kan användas för statistiska ändamål.

En begränsning är dock att fångstdata tilldelas fartygets flagg, och ett antagande görs om att detta motsvarar bosättningslandet. Även om detta antagande också görs när fångstfiske är inkluderade i aggregerade beräkningar av det materiella fotavtrycket, krävs ytterligare arbete för att bedöma konsekvenserna av detta antagande för resultaten. Det skulle också sannolikt vara svårt, eller omöjligt, att göra korrigeringar för detta med tanke på att FishStat inte innehåller någon information som är uppdelad på fartygsnivå. Dessutom skulle generella förbättringar av fiskeristatistiken kunna minska osäkerheterna kopplade till den betydande andel av fångsterna som endast är uppdelade i grova (icke artspecifika) klassificeringar.

Våra indikatorer för fångststatistik, som bygger på tillämpningen av data från Sea Around Us, är lovande när det gäller att öka den konsumtionsrelaterade förståelsen av de miljöskador som är förknippade med fångstmetoder och, vilket är viktigt, erbjuda en mer detaljerad förståelse av de utkast som är förknippade med konsumtion av vildfångad fisk. SAU-statistiken är evidensbaserad och sammanställd med hjälp av referentgranskade metoder. SAU tillhandahåller ett omfattande, globalt, rumsligt upplöst dataset som också uppdateras regelbundet (om än med viss fördröjning; den senaste uppdateringen för 2018 släpptes i juni 2021). Det är därför troligt att en tillämpning av dessa data skulle ge mervärde till all statistik kopplad till fiskerirelaterad konsumtion. Ytterligare arbete krävs för att förbättra kartläggningen av den konkordans som gjorts för denna gapanalys, till exempel på produktionslandnivå, och för att kontrollera eventuella datadiskrepanser kopplade till problemet med stundtals avvikande allokeringar av fångstmetoder för fångst och utkast (se även avsnitt 6.2.4).

## 6.4.2 Potentiell vidare utveckling och tillämpningar

Som en del av Prince 2-projektet genomfördes en särskild dialog om resultaten av gapanalysen med medarbetare från olika svenska organisationer (Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket) och den brittiska policyorganisationen Joint Nature Conservation Committee. Diskussionerna handlade om följande ämnen kopplade till olika potentiella metodöverväganden (och tillhörande utveckling) eller om tillämpningar av detta potentiella dataset för att påverka och informera policy:

- **Förbättring av informationen om fångstfiske för att inkludera data om beståndens status:** Förutom effekterna på den marina miljön (via redskaps-typ) eller för icke-målarter (via utkast) finns det potential att integrera regional information om statusen för själva målbestånden (se "Nästa steg" nedan).
- **Undersökning av förbättringar av den ekonomiska fördelningen av fiskeriprodukter i MRIO-modellen:** a) Möjligheten att använda information från regionala kontor eller satellitdata från t.ex. Global Fishing Watch<sup>22</sup> för att övervinna begränsningarna med land kontra fartygsflagg (se ovan), och b) potentiellt utnyttjande av information om bilateral handel med fiskeriprodukter i fysiska enheter (tillgänglig från FAO FishStat) för att förbättra beaktandet av handel kopplad till fiskeriproduktion innan den förs in i MRIO-strukturen.

---

<sup>22</sup> <https://globalfishingwatch.org/>

- **Undersökning av ytterligare information om miljöutvidgning:** Det finns möjligheter att använda information från t.ex. arkiv för livscykelanalyser för att undersöka om och hur ytterligare karakteriseringsfaktorer (t.ex. för förlust av biologisk mångfald, belastning av näringsämnen eller kemikalier, utsläpp av växthusgaser) skulle kunna integreras tillsammans med den artinformation som kommer från data framtagna i denna gapanalys.
- **Undersökning av resultaten i samband med policyförändringar:** Det finns potential att undersöka om resultaten från den konsumtionsbaserade redovisningen av fisket återspeglar förändringar i policy, t.ex. förändringar i användningen av redskapstyper för fångstfiske eller förändringar i användningen av marina respektive terrestra fodermedel för vattenbruk.
- **Jämförande analys av resultaten för terrestra produktionssystem för livsmedel:** Det fanns ett intresse för att använda t.ex. information om omvandlingskvoten för foder och eventuellt (med ytterligare förbättringar för att täcka näringsbelastning eller utsläpp av växthusgaser) annan data om påverkan, för att jämföra miljökonsekvenserna av fiskeriproduktion med terrestra system (t.ex. boskap) utifrån en konsumtionsbaserad synvinkel.
- **Nedskalning av data från näringsbelastning:** Man konstaterade att det finns en potential i att använda data för näringsbelastningen från vattenbruket för att identifiera kritiska områden, som sedan skulle kunna undersökas ytterligare för att identifiera mer exakt var produktionen sannolikt kommer att äga rum och vilka effekter den kan ha på den lokala miljön.

### 6.4.3 Nästa steg

Vi identifierar följande steg som skulle kunna vidtas för att förbättra eller utvidga detta arbete i riktning mot utvecklingen av en fiskindikator för konsumtionsbaserad statistik:

- **Ytterligare arbete med integrering av Sea Around Us:** Data om större fiskar/de vanligaste målarterna överensstämmer relativt väl mellan datamängderna från SAU och FSJ som används i vår analys, men förbättringar i vår konkordanskartläggning (som inkluderar försök att automatisera matchningar genom datorkodade matchningsprocesser), i detekteringen och upplösningen av utkastandelen och tillhörande känslighetsanalyser, vore fördelaktigt.
- **Hållbara bestånd:** Ytterligare undersökningar av möjligheten att integrera information om beståndstatus tillsammans med fångststatistik kan göra det möjligt att integrera andra hållbarhetsperspektiv (dvs. huruvida fisket förvaltas för att undvika utfiskning eller inte) tillsammans med våra bedömningar av redskapstyper och utkast. I en mindre undersökning som utfördes som en del av denna gapanalys identifierades RAM Legacy och International Council for the Exploration of the Sea och deras databaser för beståndstatus som potentiella datakällor. Det skulle dock krävas ett betydande merarbete för att anpassa dessa dataset med upplösningen av den produktionsstatistik som tillhandahålls av FAO FishStat.
- **Andra mått:** Andra mått som är relevanta för fiskeriproduktion kan också övervägas. Det kan t.ex. handla om en mer detaljerad analys av de växthusgasutsläpp som är kopplade till fiskemetoderna. Även om växthusgasutsläpp inte ingick i denna gapanalys (men inkluderas i relativt grova termer i de växthus-



gasutsläpp som är kopplade till fiskerisektorn i PRINCE-modellen) kan ytterligare detaljer om redskapstyper möjliggöra en mer exakt bedömning av de tillhörande utsläppen. Dessutom kan annan relevant statistik, t.ex. fångst per ansträngningsenhet, undersökas, vilket återigen underlättas av de mer detaljerade fiskeutvidgningar som PRINCE tillhandahåller. Fiskets effekter är i slutändan breda och därför skulle ansträngningarna för att förbättra indikatorerna gynnas av att anpassas till andra insatser för att utveckla indikatorer för hållbarhet hos fisk och skaldjur (t.ex. Joint Research Centre, 2021). Uppgifter som publicerades efter vår scopingstudie (Gephart et al. 2021) visar också på den sannolika tillgången till förbättrade datamängder som kan bidra till bedömningen av fiskets effekter och till jämförelser mellan fiskeriprodukter och andra proteinkällor.

- **Materialfördelning i EXIOBASE:** För närvarande fördelas den fysiska fångsten i EXIOBASE på en enda sektor inom landet (kopplad till fiskefartygets flagg), vilket innebär att fördelningen av fiskeriprodukter enbart baseras på de ekonomiska transaktioner som registreras i EXIOBASE på sektornivå. Även om det (som beskrivs ovan i avsnitt 6.4.1) troligen är svårt att hantera eventuella diskrepanser mellan fördelningen mellan fartygsflagg och bosättningsland, tillhandahåller FSJ också detaljerad information om handeln med fiskeriprodukter utöver själva fiskeriproduktionen. Dessa data skulle rent teoretiskt kunna användas för att mer detaljerat spåra rörelserna av fiskerirelaterade produkter som härrör från fångster, men de klassificeras inte i enlighet med produktionsstatistiken och skulle därför behöva harmoniseras innan användning.
- **Inputdata för vattenbruk:** En mer omfattande studie av tillgången till information om vattenbruksproduktionssystem bör göras. Denna bör inriktas på teknologin som används i internationella produktionssystem, och tillhörande näringsbelastning eller foderomvandlingskvoter (FCR). Med tanke på att de olika teknologierna varierar stort runt om i världen, skulle en enkel indikator för information om produktionsmassa kunna göras genom befintliga globala FCR-beräkningar (se bilaga 5), vore det bra att utveckla ett mer specifikt dataset som kan tillämpas på FishStats produktionsberäkningar.

# 7. Officiell statistik och nya konsumtions-baserade indikatorer

## De viktigaste resultaten

- Officiell statistik produceras enligt internationellt överenskomna kvalitetskrav.
- SCB har den institutionella kapaciteten att säkerställa en grund för produktion och publicering av officiell statistik i enlighet med relevanta kvalitetskrav.
- De experimentella tidsserier som producerades i denna studie för bekämpningsmedel, veterinära antibiotika och avskogning visade på potentialen att utvecklas till tidsserier för officiell statistik.
- När det gäller fiske, biologisk mångfald och användning av farliga kemiska produkter (HCP) krävs ytterligare validerings- och utvecklingsarbete innan de kan användas för officiell statistik.
- Produktion och uppdatering av nya tidsserier kräver att tillräckliga ekonomiska resurser anslås till gruppen för miljöräkenskaper vid SCB.
- När det gäller markanvändning och materialfotavtryck kommer nya data att bli tillgängliga under de närmaste åren för att göra det möjligt att ta fram experimentella tidsserier även inom dessa områden.

## 7.1 Ett kvalitativt ramverk för att producera officiell statistik

PRINCE 2 har undersökt vilka andra konsumtionsbaserade indikatorer som skulle kunna produceras som officiell statistik. För att säkerställa hög kvalitet styrs officiell statistik av internationellt överenskomna standarder, till exempel FN:s grundläggande principer för officiell statistik (FN, 2013).

Statistiken i EU produceras i enlighet med riktlinjerna från kommittén för det europeiska statistiksystemet, European Statistics Code of Practice (Eurostat, 2018). Riktlinjerna fastställer standarden för utveckling, produktion och spridning av europeisk statistik i syfte att höja kvaliteten och öka förtroendet för statistiken. Riktlinjerna bygger på 16 principer som omfattar den institutionella miljön, statistiska processer och statistiska produkter, som kan ses i figur 16. För att utvärdera Prince-modellen och de nya konsumtionsbaserade indikatorerna har vi fokuserat på principerna i den statistiska produktionen som också överlappar kvalitetskriterierna i svensk lag om officiell statistik (2001: 99)<sup>23</sup>. Viktiga aspekter att beakta när det gäller den institutionella miljön och de statistiska processerna diskuteras också.

<sup>23</sup> [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-200199-om-den-officiella-statistiken\\_sfs-2001-99](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-200199-om-den-officiella-statistiken_sfs-2001-99)

Den institutionella miljön	Statistiska processer	Statistiska produkter
<ul style="list-style-type: none"><li>• Yrkesmässigt oberoende</li><li>• Samordning och samarbete</li><li>• Mandat för datainsamling</li><li>• Tillräckliga resurser</li><li>• Kvalitetsåtagande</li><li>• Statistiksekretess</li><li>• Opartiskhet och objektivitet</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• God metodik</li><li>• Lämpliga statistiska förfaranden</li><li>• En rimlig uppgiftslämnarbörd</li><li>• Kostnadseffektivitet</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Relevans</li><li>• Noggrannhet och tillförlitlighet</li><li>• Aktualitet och punktlighet</li><li>• Samanvändbarhet och jämförbarhet</li><li>• Tillgänglighet och tydlighet</li></ul>

Figur 16: Sexton principer i Riktlinjer för europeisk statistik (European Statistics Code of Practice).

## 7.2 En institutionell miljö för att producera statistik

Den institutionella miljön är grunden för en trovärdig och effektiv statistikproduktion. Det finns 29 statliga myndigheter i Sverige som har utsetts att ansvara för officiell statistik inom sina respektive områden. Statistiska centralbyrån (SCB) är både ansvarig för den centrala samordningen med och mellan andra myndigheter med ansvar för att producera officiell statistik och ansvarar också på egen hand för många statistikområden, bland annat för miljöräkenskaper och hållbar utveckling där de konsumtionsbaserade indikatorerna har utvecklats. SCB är därför en välskött myndighet i enlighet med principerna för den institutionella miljön i riktlinjerna för europeisk statistik. Detta beskrivs vidare i till exempel den svenska lagen (2001:99) och förordningen (2001:100) om officiell statistik samt SCB:s kvalitetspolicy (SCB, 2020).

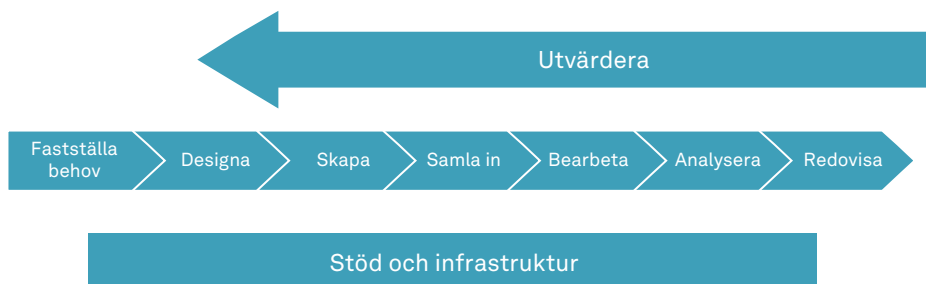
För PRINCE-modellen är två principer från riktlinjerna för europeisk statistik särskilt viktiga: mandat för datainsamling och tillräckliga resurser. När det gäller mandatet för datainsamling använder PRINCE-modellen en kopplad modell som kombinerar nationella data med ett MRIO-ramverk. Svenska input-outputtabeller är tillgängliga för analytiker vid SCB, men inte utanför organisationen, eftersom uppgifter på denna detaljerade nivå är konfidentiella. Den kopplade modellen använder för närvarande uppgifter från EXIOBASE som är allmänt tillgängliga på Zenodo. För indikatorer där uppgifterna inte produceras internt vid SCB krävs åtkomst till uppgifterna.

Principen tillräckliga resurser kräver både mänskliga, ekonomiska och tekniska resurser för att tillgodose de nuvarande statistiska behoven och att det finns förfaranden på plats för att motivera krav på framtagning av ny statistik i förhållande till kostnaderna. PRINCE-modellen används redan för att ta fram officiell statistik och det finns resurser för att underhålla modellen. Extern finansiering eller ökade bidrag kommer dock att vara avgörande för att utvidga den nuvarande modellen med ytterligare indikatorer.

## 7.3 Statistiska processer för att producera indikatorer

Statistiska processer handlar om att använda internationella standarder, riktlinjer och god praxis vid framställning av statistik. Principerna om sund metodik, lämpliga statistiska förfaranden och kostnadseffektivitet kan demonstreras ytterligare i FN:s allmänna processmodell (Generic Statistical Business process Model, GSBPM) som utvecklats av FN:s ekonomiska kommission för Europa (UNECE) och som används vid SCB för att producera statistik (UNECE, 2019) och som visas i figur 17. Principen En rimlig uppgiftslämnarbörda (se figur 16) är inte direkt tillämplig på den nuvarande PRINCE-modellen eftersom den bygger på redan befintliga indata, även om det kan finnas nya statistiska behov för konsumtionsbaserade indikatorer som kan påverka belastningen på respondenterna på lång sikt.

Innan statistik tas fram måste användarnas behov analyseras (se figur 17). Behovet i Prince 2-projektet kom från Naturvårdsverket, som ville utveckla fler indikatorer för att följa upp miljökvalitetsmålen. I nästa steg designas, byggs och testas produktionen, följt av datainsamling och bearbetning av data (se även figur 17). Allt detta finns representerat i PRINCE-modellen där metoden har utvecklats och testats under flera år, först genom forskning och senare i statistikproduktion. I analysfasen granskas det statistiska resultatet, och man ser bland annat till att data är lämpliga för det ändamål som de ska användas till. Efter varje produktionscykel utvärderas modellen och förbättringar identifieras och planeras inför nästa cykel. PRINCE-modellen kan addera nya indikatorer på ett kostnadseffektivt sätt eftersom modellen redan är institutionaliserad vid SCB.



Figur 17: FN:s allmänna processmodell.

Källa: FN:s ekonomiska kommission för Europa (2019).

## 7.4 Att bedöma kvaliteten på de statistiska resultaten från PRINCE-modellen

I riktlinjerna för europeisk statistik och den svenska lagen om officiell statistik anges att officiell statistik ska uppfylla ett antal kvalitetskriterier, som beskrivs i tabell 3. I detta projekt har dessa kvalitetskriterier använts för att utvärdera PRINCE-modellen i allmänhet och de indikatorer som kan ingå i systemet för officiell statistik.

**Tabell 3: Kvalitetskriterier för framställning av officiell statistik, utvärdering av PRINCE-modellen.**

Kvalitetskriterier	Beskrivning	Prince-modellen
Relevans	I vilken utsträckning statistiken uppfyller användarnas nuvarande och potentiella behov.	Policybehovet av konsumtionsbaserade indikatorer för att följa upp svenska spill över-effekter på miljön är stort, se kapitel 2. Det finns också institutionell kapacitet att regelbundet utvärdera användarnas behov av officiell statistik i SCB:s användarråd och årliga utvärdering av officiell statistik.
Noggrannhet och tillförlitlighet	Uppskattningars närhet till det okända verkliga värdet.	PRINCE-modellen utvärderas i alla steg i den allmänna processmodellen, dvs. indata, metodik, beräkning av data samt dokumentation av kvalitet, noggrannhet och brister i den officiella statistikens kvalitetsdeklarationer. Officiell statistik som produceras med hjälp av Prince-modellen är lämplig för sitt ändamål.
Aktualitet och punktlighet	Tiden mellan informationens tillgänglighet och den händelse eller företeelse som den beskriver, och fördröjningen mellan datumet för offentliggörandet av uppgifterna och måldatumet	Datumet för offentliggörandet av den officiella statistiken från Prince-modellen meddelas i SCB:s publiceringskalender, offentliggörs utan dröjsmål och så snart som möjligt beroende på när källdata för Prince-modellen finns tillgängliga.
Sam användbarhet och jämförbarhet	Uppgifternas lämplighet att på ett tillförlitligt sätt kombineras på olika sätt och för olika användningsområden. Mätning av effekterna av skillnader i tillämpade statistiska begrepp, mätverktyg och procedurer där statistiken jämförs mellan olika geografiska områden, sektorsområden eller över tid.	Prince-modellen är jämförbar över tid och över sektorsområden såsom industri och produkt. Tidsseriebrott förekommer i nationella indata från SCB:s input-outputtabeller för nationalräkenskaperna. Detta dokumenteras och beskrivs för varje indikator. Det pågår också en utvärdering av jämförbarheten med olika MRIO-databaser. Utgående data från PRINCE-modellen kan kombineras med andra data på ett sammanhängande sätt.
Tillgänglighet och tydlighet	De förutsättningar och spridningsformer genom vilka användarna kan få tillgång till, använda och tolka data.	Officiell statistik från PRINCE-modellen publiceras i SCB:s statistikdatabas tillsammans med dokumentation om hur statistiken har producerats, kvalitetsdeklaration och statistiknyheter.

Källa: förordning (EG) nr 223/2009<sup>24</sup>

<sup>24</sup> EUR-Lex - 32009R0223 - EN - EUR-Lex (europa.eu)

Vissa av kvalitetskriterierna för officiell statistik kan uppnås tack vare SCB:s institutionella miljö för produktion av officiell statistik, till exempel punktlighet, tillgänglighet och tydlighet. När det gäller andra kvalitetskriterier, till exempel noggrannhet och relevans, kan det finnas större variationer och krav för olika indikatorer.

En kompletterande och enklare beskrivning av kvaliteten på statistiska resultat är att statistiken ska vara lämplig för sitt ändamål (FN, 2021b). Även om syftet med statistik, och särskilt statistik som är markerad som officiell, är att vara så exakt som möjligt, måste den också sättas i relation till det syfte som den ska tjäna. Indikatorer baserade på MRIO-modeller behövs eftersom perspektivet vad gäller ekologiska fotavtryck saknas i annan redan befintlig officiell statistik. Som sådana tillför de en viktig dimension till de svenska spill over-effekterna på miljön och kan tillgodose både användarnas nuvarande och potentiella behov. Eftersom indikatorerna är modellbaserad statistik är de i allmänhet bäst lämpade på en mer aggregerad makro-nivå än för att beskriva detaljer.

De nationella indata som används i PRINCE-modellen bygger på officiell statistik från miljöräkenskaperna och nationalräkenskaperna. Kvaliteten på denna statistik anses vara mycket hög. Produktionsprocesser har också inrättats vid SCB för att producera denna statistik årligen i enlighet med den allmänna processmodellen (the Generic Statistical Business Process Model).

Den globala multiregionala input-outputmodellen EXIOBASE valdes eftersom den inkluderar de flesta miljöindikatorer och har en större produktuppdelning än många andra modeller. En osäkerhet med EXIOBASE, när den valdes, var hur ofta modellen uppdateras och revideras. Även om det inte finns någon officiell publiceringsplan för nya versioner av EXIOBASE har modellen regelbundet uppdaterats och förbättrats sedan 2019 när statistik över konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp först publicerades av SCB. PRINCE-projektet förväntar sig att modellen kommer att fortsätta uppdateras kontinuerligt eftersom det globala användarbehovet och intresset fortfarande är stort.

PRINCE-modellen är av sådan art att andra MRIO-databaser kan ersätta EXIOBASE i framtiden, eller så kan resultaten jämföras med andra MRIO-databaser. Det kommer att vara viktigt att följa det arbete som Eurostat och OECD utför i FIGARO-projektet där EU:s input-outputtabeller håller på att utvecklas. Tabellerna är helt baserade på officiell statistik, projektet är offentligt finansierat och har som uttalat syfte att uppdateras årligen. Ekonomiska variabler finns redan tillgängliga och målet är att utvidga dem till att omfatta miljöpåverkan, som exempelvis koldioxidutsläpp. Förutom att de saknar miljöpåverkan har tabellerna också mindre detaljerade uppgifter för olika sektorer och en större tidseftersläpning på flera år.

## 7.5 Nya konsumtionsbaserade indikatorer för användning i officiell statistik

När det gäller nya indikatorer har vi fokuserat på följande kvalitetskriterier: relevans, noggrannhet, samstämmighet och jämförbarhet. Vi har också lagt till principerna om tillgång till data, tillräckliga resurser och statistiska processer från riktlinjerna för europeisk statistik till utvärderingen. Sammanfattningen av denna kvalitativa utvärdering visas i tabell 4.

Den allmänna slutsatsen är att de flesta av de nya föreslagna indikatorerna, med tanke på deras relevans för policyutvärdering, och mognad i fråga om dataproduktion, kan tas fram som officiella indikatorer och inkluderas i exempelvis uppföljningen av generationsmålet.

Erfarenheterna från gapanalyserna i Prince 2 tyder på att tidsserier för indikatorer för växthusgasutsläpp från avskogning, användning av bekämpningsmedel, och användning av veterinära antibiotika har kommit så långt att de kan övervägas att produceras som officiell statistik. Av dessa indikatorer kan de för bekämpningsmedel och veterinära antibiotika relativt snabbt implementeras i statistikproduktionen. För indikatorerna för avskogning krävs ytterligare arbete för att kunna överföra forskningsresultaten till en institutionaliserad statistisk process.

Vidare tyder erfarenheterna från gapanalyserna på att tidsserier för indikatorer för fiske, användning av farliga kemiska produkter (HCP) och biologisk mångfald behöver utvärderas ytterligare och eventuellt utvecklas metodiskt innan de kan beaktas för användning som officiell statistik. När det gäller biologisk mångfald återstår ytterligare arbete för scoping och prioritering av indikatorer med tanke på komplexiteten, och med hänsyn till balansen mellan komplexitet och produktionen av indikatorer som ska användas och förstås i ett bredare sammanhang. När det gäller användning för HCP krävs ytterligare validering och eventuell metodutveckling mot bakgrund av diskrepanser i indata och potentiella problem med det extrapoleringsförfarande som tillämpats. För fisket krävs ytterligare validering av de illustrativa resultaten.

Oavsett den aktuella statusen för de indikatorer som beaktas i gapanalyserna måste metoderna för framställning av indikatorer vara väldokumenterade, särskilt med hänsyn till osäkerheterna i fråga om modellantaganden. För det andra måste aggregeringsnivån för indikatorerna återspegla de underliggande antaganden som ligger till grund för framtagandet av statistiken. Vissa indikatorer lämpar sig bättre för att följa trender och analysera fördelningen mellan inhemska och importerade effekter. Detta måste dokumenteras väl med tydliga rekommendationer om hur de bör användas. Sist men inte minst måste möjligheten till finansiering för att producera dessa nya indikatorer som officiell statistik undersökas, eftersom det finns begränsningar för vad som kan produceras inom ramen för befintliga ekonomiska resurser vid SCB.

**Tabell 4: Utvärdering av farliga kemikalier, bekämpningsmedel, antibiotika, förändrad markanvändning, biologisk mångfald och fiske, utifrån kvalitetskriterier för officiell statistik.**

Utvärderingskriterium	Farliga kemiska produkter	Bekämpningsmedel	Antibiotika	Förändrad markanvändning	Biologisk mångfald	Fiske
Relevans	Stort användarbehov av övervakning av hållbar konsumtion i generationsmålet, miljö kvalitetsmålen och målen för hållbar utveckling.					
Noggrannhet	Tidsserierna har visat på potentiella diskrepanser, särskilt när det gäller geografisk extrapolering, vilket kräver fortsatta undersökningar.	Noggrannhet utvärderas och dokumenteras i enlighet med de rutiner som gäller vid SCB. Begränsat till köpta produkter. Data har hög global täckning. Vissa modellantaganden för att passa EXIOBASE-strukturen.	Noggrannhet utvärderas och dokumenteras i enlighet med de rutiner som finns vid SCB. Baserat på EU-data (och inte globala data), men EU-data är mest relevant. Modellantaganden leder till möjlig undertäckning.	Noggrannhet utvärderas och dokumenteras genom forskning. Baserat på modellantaganden. Det går inte att separera indirekta/direkta effekter på förändringar i markanvändning från olika varor; analyser per produkt bör göras med försiktighet. Mäter risk snarare än faktisk förändring av markanvändning, och klimatpåverkan, vilket dokumenteras och kommuniceras.	Noggrannhet utvärderas och dokumenteras genom forskning. Den biologiska mångfalden mäts med hjälp av proxydata och bör tolkas som en risk för biologisk mångfald snarare än en påverkan på den biologiska mångfalden. Baserat på institutionella data i kombination med forskningsresultat. Fortsatt utvärdering krävs i den svenska kontexten.	Vissa begränsningar i modelleringen, t.ex. tilldelning av fångst per art, fartygens flaggland. Även förändringar i tidsserier som kräver ytterligare valideringsarbete.
Samstämmighet och jämförbarhet	Tidsseriebrott som måste dokumenteras väl och kommuniceras till användarna. Pågående arbete.	Tidsseriebrott som hanteras med ersatta data. Detta måste dokumenteras och kommuniceras.	Geografisk extrapolering av tillgängliga indata som måste dokumenteras och kommuniceras.	Tidsserier som bygger på flera datakällor. Inga specifika problem.	Indata uppdateras årligen, baserat på historiska data.	Indata uppdateras årligen. Inga specifika problem.
Tillgång till data	Nationella indata är officiell statistik från miljöräkenskaper och nationalräkenskaper, och PRINCE-modellen använder EXIOBASE, som är tillgänglig för producenter.	Institutionella data med hög täckning, med PRINCE-modellen, som är tillgänglig för producenter.	Institutionella data, med PRINCE-modellen, som är tillgängliga för producenter.	Institutionella data i kombination med forskning, som är tillgänglig för producenter. Ambition att uppdatera årligen.	Forskningsdata och institutionella data som är tillgängliga för producenter.	Forskningsdata och institutionella data som är tillgängliga för producenter.
Statistiska processer	Användning av GSBPM vid SCB.	Användning av GSBPM vid SCB.	Användning av GSBPM vid SCB.	Forskning, ingen produktionsprocess på plats vid SCB.	Forskning, ingen produktionsprocess på plats vid SCB.	Forskning, ingen produktionsprocess på plats vid SCB.
Resurser	PRINCE-modellen kan addera nya indikatorer på ett kostnadseffektivt sätt eftersom modellen redan är institutionaliserad på SCB. Att lägga till nya indikatorer kommer dock att kräva mer resurser än vad som för närvarande finns tillgängliga, både mänskliga och ekonomiska, för att utveckla och upprätthålla dem i produktionsprocesserna.					

GSBPM: Generic Statistical Business Process Model (FN:s allmänna processmodell)



Vår rekommendation är att SCB fortsätter att utveckla indikatorer för antibiotika och bekämpningsmedel för veterinärt bruk och integrerar dem i Prince-modellen. När PRINCE 2-projektet är avslutat måste SCB undersöka möjligheten att finansiera framtagandet av dessa nya indikatorer som officiell statistik, eftersom det finns begränsningar för vad som kan produceras inom ramen för befintliga anslag.

## 7.6 Andra indikatorer

Möjligheten att ta fram uppdaterade tidsserier och officiell statistik för indikatorer som inte omfattas av gapanalyserna i PRINCE bedömdes också.

### 7.6.1 Materialfotavtryck

Materialfotavtryck är en indikator som används för att mäta framstegen mot mål 12 i de globala målen för hållbar utveckling i Agenda 2030. Indikatorn aggregerar alla typer av resurser som används, mätt i ton (torrsubstansequivivalent), inklusive biomassa, fossila bränslen, metalliska mineraler och icke-metalliska mineraler. I det inledande Prince-projektet användes data från EXIOBASE både för den svenska inhemska redovisningen av materialutvinning, som för beräkningen av de multiplikatorer för materialfotavtryck som användes i den kopplade modellen. Sedan det ursprungliga Prince-projektet har materialdata från EXIOBASE inte blivit uppdaterat, vilket innebär att en ny beräkning som använder den kopplade modellen på samma sätt inte skulle vara genomförbar.

Materialflödesräkenskaper har nu utarbetats för Sverige; vilket innebär att det nu skulle vara möjligt att använda inhemska produktionsrelaterade data för den svenska delen av modellen, och endast förlita sig på EXIOBASE för multiplikatorer som tillämpas på import. För det fortsatta genomförandet behöver man se till att det finns en överensstämmelse mellan behandlingen/kategoriseringen av svenska data och data från EXIOBASE.

Om data från EXIOBASE endast användes för multiplikatorer skulle det vara möjligt att använda redan tillgängliga prognoser för materialanvändning från EXIOBASE, eftersom multiplikatorer helt enkelt är intensitetsvärden (som avspeglar förändringar i produktionseffektivitet), snarare än nivåer för efterfrågan på import. Dessa multiplikatorer förändras i allmänhet långsamt över tid och är därför lämpliga att använda för att göra uppskattningar av uppdaterade data för kortare tidsserier. Det pågår en uppdatering av materialflödesräkenskaperna inom ramen för arbetet i International Resource Panel (IRP), som drivs av FN:s miljöprogram, och det förväntas att denna kommer att överföras till EXIOBASE i början av 2022.

### 7.6.2 Vattenanvändning

Indikatorn för vattenanvändning baserades på data från EXIOBASE i det inledande Prince-projektet för både den svenska inhemska redovisningen och för beräkningen av de multiplikatorer för vattenanvändning som används i den kopplade modellen. Uppgifter om vattenanvändning är inte lätt tillgängliga i årliga tidsserier globalt sett och man är vanligtvis beroende av en blandning av data från FAO och modellresultat (t.ex. från WaterGAP-modellen). På grund av svårigheterna med de årliga uppdateringarna av indikatorn för vattenanvändning är denna en av de mer utmanande indikatorerna att hantera, och varken SCB eller EXIOBASE har en aktuell plan för uppdateringar här.

### 7.6.3 Markanvändning

Indikatoren för markanvändning i det första Prince-projektet baserades också på data från EXIOBASE för både den svenska inhemska redovisningen och för beräkningen av de multiplikatorer för markanvändning som används i den kopplade modellen. Data om markanvändning finns lätt tillgängliga i årliga tidsserier från FAO, vissa revideringar av dessa data har dock gjorts i datasetet från EXIOBASE. FAO:s uppgifter måste också fördelas på ekonomiska sektorer, men på grund av aggregeringen av jordbrukssektorn i den svenska input-outputtabellen sker den största delen av markanvändningen inom jordbrukssektorn.

Data om markanvändning har uppdaterats till och med 2015 i EXIOBASE-modellen, med efterföljande prognoser sedan dess. En uppdatering av data om markanvändning är på gång och beräknas starta i början av 2022.

### 7.6.4 Andra luftföroreningar

SCB tar fram redovisningar av luftföroreningar ur ett produktionsperspektiv för ett brett spektrum av luftföroreningar som inte är växthusgaser, till exempel NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> och partiklar. Tidsserierna för dessa ämnen har dock inte uppdaterats i EXIOBASE utan är framräknade. För att kunna använda dessa data för att ta fram officiell statistik skulle det vara nödvändigt att uppdatera EXIOBASE-utsläppen med nya fysiska uppgifter.

## 8. Framtidsutsikt

PRINCE 2 har inneburit en möjlighet att kartlägga utvecklingen av konsumtionsbaserade indikatorer med avseende på tre sammanflätade trådar, med fokus på den roll som PRINCE 1 har spelat i denna utveckling:

- policylandskapet
- kunskapsbasen
- utsikterna för officiell statistik.

På alla de områden som man har arbetat med inom ramen för Prince 2 har man kunnat konstatera att det finns starka kopplingar mellan var och en av dessa tre trådar. Ett annat gemensamt tema för det arbete som gjorts inom PRINCE 2 är att trots alla framsteg som hittills gjorts för vissa indikatorer, finns det fortfarande stor potential för ytterligare framsteg.

Resultaten från den svenska parlamentariska utredningen Miljömålsberedningen om ett mål för konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp kommer att publiceras våren 2022.<sup>25</sup> Utfallet av dessa resultat kommer att påverka utvecklingsriktningen för den officiella statistiken på området. Redan nu, med tanke på utredningens omfattning, finns det ett behov av metodutveckling för att redovisa de utsläpp som härrör från produkter som Sverige exporterar, och för att rigoröst kunna jämföra dem med produkter som exporteras av andra länder. Den föreslagna justeringen av koldioxidgränsen för EU är ett annat aktuellt område där metodutvecklingar för konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser skulle kunna bidra med policystöd.

Konsumtionsbaserade data om tropisk avskogning och tillhörande utsläpp av växthusgaser påverkar redan policy inom och utanför EU, och har på grundval av den metodiska utvecklingen som skett inom Prince 2 en möjlighet att börja produceras som officiell statistik. PRINCE 2 visade också att det är möjligt att ta fram sammanhängande tidsserier för konsumtionsbaserade indikatorer på områdena bekämpningsmedel och veterinära antibiotika. Indikatorer inom vart och ett av dessa områden har potential att uppfylla kvalitetskriterierna för framställning av officiell statistik. Praktisk produktion och uppdatering av officiell statistik till den kvalitet som krävs kan endast säkerställas genom att ställa tillräckliga ekonomiska resurser till förfogande för ändamålet. Andra indikatorer som togs upp i gapanalyserna i Prince 2 om fiske, biologisk mångfald och användning av farliga kemiska produkter kräver ytterligare utvärdering och eventuellt metodutveckling innan de kan komma i fråga för officiell statistik.

För att uppdatera indikatorer inom områden som omfattas av Prince 1 men inte av Prince 2, till exempel markanvändning och materialkonsumtion, krävs uppdateringar av EXIOBASE. Nya data om markanvändning och materialfotavtryck väntas också komma inom de närmaste åren. När dessa data blir tillgängliga kan experimentella tidsserier tas fram och utvärderas.

Slutligen, det viktigaste bidraget från konsumtionsbaserade indikatorer är att de kopplar samman miljöpåverkan med de ekonomiska utbyten som ger upphov till dem. Detta tyder på att de metoder som används för att ta fram indikatorerna har en bredare relevans när det gäller att koppla samman olika sorters ekonomisk policy och ekonomiska planer med miljöpåverkan. Mot bakgrund av detta föreslås en kartlägningsstudie för att identifiera och utvärdera nya områden där de metoder som används i Prince-modellen kan informera ekonomisk policy ur ett miljöperspektiv.

---

<sup>25</sup> <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2022/04/sou-202215/>

## 9. Källförteckning

- Alkemade, R., van Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., & ten Brink, B. (2009). GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems*, *12*(3), 374–390.  
<https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>
- Almond, R. E. A., Grooten, M., & Petersen, T. (Eds.). (2020). *Living planet report 2020: Bending the curve of biodiversity loss*. WWF.
- Baisero, D., Schuster, R., & Plumptre, A. J. (2021). Redefining and mapping global irreplaceability. *Conservation Biology*. Advance online publication.  
<https://doi.org/10.1111/cobi.13806>
- Benton, T. G., Bieg, C., Harwatt, H., Pudasaini, R., & Wellesley, L. (2021). *Food system impacts on biodiversity loss*. Research paper. Chatham House. [https://www.chatham-house.org/sites/default/files/2021-02/2021-02-03-food-system-biodiversity-loss-benton-et-al\\_0.pdf](https://www.chatham-house.org/sites/default/files/2021-02/2021-02-03-food-system-biodiversity-loss-benton-et-al_0.pdf)
- BirdLife International. (2021). *BirdLife data zone* [Data set].  
<http://datazone.birdlife.org/home>
- Bjelle, E. L., Kuipers, K., Verones, F., & Wood, R. (2021). Trends in national biodiversity footprints of land use. *Ecological Economics*, *185*, 107059.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107059>
- Bjelle, E. L., Stadler, K., & Wood, R. (2019). *EXIOBASE 3rx* (1.0) [Data set]. Zenodo.  
<https://doi.org/10.5281/ZENODO.2654460>
- Bohnes, F. A., Hauschild, M. Z., Schlundt, J., & Laurent, A. (2018). Life cycle assessments of aquaculture systems: A critical review of reported findings with recommendations for policy and system development. *Reviews in Aquaculture*, *11*(4), 1061–1079.  
<https://doi.org/10.1111/raq.12280>
- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M. J., Manzardo, A., Margni, M., Motoshita, M., Núñez, M., Pastor, A. V., Ridoutt, B., Oki, T., Worbe, S., & Pfister, S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *International Journal of Life Cycle Assessment*, *23*, 368–378.  
<https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- Brown, N. (Ed.), Berglund, M., Bivered, M., Gray, M., & Nakamura, S. (2021). *Producing environmental accounts with environmentally extended input output analysis: 2021 edition*. Eurostat. Publications Office of the European Union.  
<https://data.europa.eu/doi/10.2785/172888>
- Bruckner, M., Fischer, G., Tramberend, S., & Giljum, S. (2015). Measuring telecouplings in the global land system: A review and comparative evaluation of land footprint accounting methods. *Ecological Economics*, *114*, 11–21.
- Bruckner, M., Wood, R., Moran, D., Kuschig, N., Wieland, H., Maus, V., & Börner, J. (2019). FABIO—The Construction of the Food and Agriculture Biomass Input–Output Model. *Environmental Science & Technology*, *53*(19), 11302–11312.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03554>

- Cabernard, L., & Pfister, S. (2021). A highly resolved MRIO database for analyzing environmental footprints and green economy progress. *Science of The Total Environment*, 755, 142587.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253.
- Cederberg, C., Persson, U. M., Schmidt, S., Hedenus, F., & Wood, R. (2019). Beyond the borders – burdens of Swedish food consumption due to agrochemicals, greenhouse gases and land-use change. *Journal of Cleaner Production*, 214, 644–652. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.313>
- Ceres. (2020). *Investor guide to deforestation and climate change*. <https://www.ceres.org/resources/reports/investor-guide-deforestation-and-climate-change>
- Chaudhary, A., & Brooks, T. M. (2018). Land use intensity-specific global characterization factors to assess product biodiversity footprints. *Environmental Science & Technology*, 52(9), 5094–5104. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>
- Chaudhary, A., & Brooks, T. M. (2019). National consumption and global trade impacts on biodiversity. *World Development*, 121, 178–187. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.10.012>
- Chaudhary, A., & Kastner, T. (2016). Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. *Global Environmental Change*, 38, 195–204.
- Chaudhary, A., Pfister, S., & Hellweg, S. (2016). Spatially explicit analysis of biodiversity loss due to global agriculture, pasture and forest land use from a producer and consumer perspective. *Environmental Science & Technology*, 50(7), 3928–3936.
- Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying land use impacts on biodiversity: Combining species–area models and vulnerability indicators. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9987–9995.
- Convention on Biological Diversity. (2016). *Sustainable fisheries* [CBD press brief]. <https://www.cbd.int/idb/image/2016/promotional-material/idb-2016-press-brief-fish.pdf>
- Crenna, E., Marques, A., La Notte, A., & Sala, S. (2020). Biodiversity assessment of value chains: State of the art and emerging challenges. *Environmental Science & Technology*, 54(16), 9715–9728. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05153>
- Croft, S. A., West, C. D., & Green, J. M. H. (2018). Capturing the heterogeneity of sub-national production in global trade flows. *Journal of Cleaner Production*, 203, 1106–1118. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.267>
- Croft, S. A., West, C. D., Harris, M., Green, J., Molotoks, A., Harris, V., & Way, L. (2021). *Technical documentation for an experimental statistic estimating the global environmental impacts of UK consumption* (JNCC Report No. 695). Joint Nature Conservation Committee.
- Dasgupta, P. (2021). *The economics of biodiversity: The Dasgupta review: full report* (updated: 18 February 2021). HM Treasury.
- Dawkins, E., Moran, D., Palm, V., Wood, R., & Björk, I. (2019). The Swedish footprint: A multi-model comparison. *Journal of Cleaner Production*, 209, 1578–1592. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.023>

- Dawkins, E., Kløcker Larsen, R., André, K. and Axelsson, K. (2021). Do footprint indicators support learning about sustainable consumption among Swedish public officials? *Ecological Indicators*, 120. 106846. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106846
- de Baan, L., Curran, M., Rondinini, C., Visconti, P., Hellweg, S., & Koellner, T. (2015). High-resolution assessment of land use impacts on biodiversity in life cycle assessment using species habitat suitability models. *Environmental Science & Technology*, 49(4), 2237–2244.
- de Baan, L., Mutel, C. L., Curran, M., Hellweg, S., & Koellner, T. (2013). Land use in life cycle assessment: Global characterization factors based on regional and global potential species extinction. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9281–9290. <https://doi.org/10.1021/es400592q>
- Diamond, M.L., de Wit, C.A., Molander, S., Scheringer, M., Backhaus, T., Lohmann, R., Arvidsson, R., Bergman, Å., Hauschild, M., Holoubek, I., Persson, L., Suzuki, N., Vighi, M., & Zetzsch, C. (2015). Exploring the planetary boundary for chemical pollution. *Environment International*, 78, 8e15. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.02.001>
- Donald, P. F. (2004). Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology*, 18(1), 17–38.
- Durán, A. P., Green, J. M., West, C. D., Visconti, P., Burgess, N. D., Virah-Sawmy, M., & Balmford, A. (2020). A practical approach to measuring the biodiversity impacts of land conversion. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(8), 910–921. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13427>
- Edens, B., Hoekstra, R., Zult, D., Lemmers, O., Wilting, H., & Wu, R. (2015). A method to create carbon footprint estimates consistent with national accounts. *Economic Systems Research*, 27(4), 440–457. <https://doi.org/10.1080/09535314.2015.1048428>
- Energistyrelsen. (2021). *Bilag 5: Danmarks forbrugsbaserede udledninger relateret til ændringer i arealanvendelse*. (Eng. – Denmark’s consumption-based emissions arising from land use change) <https://ens.dk/service/fremskrivninger-analyser-modeller/global-afrapportering-2022>
- Essl, F., Winter, M., & Pyšek, P. (2012). Trade threat could be even more dire. *Nature*, 486, 7. <https://doi.org/10.1038/487039b>
- European Commission. (2009). *Directive 2009/128/EC on the sustainable use of pesticides*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02009L0128-20091125&from=EN>
- European Commission. (2020a). *Have Your Say: Deforestation and forest degradation – reducing the impact of products placed on the EU market*. [https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12137-Deforestation-and-forest-degradation-reducing-the-impact-of-products-placed-on-the-EU-market\\_en](https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12137-Deforestation-and-forest-degradation-reducing-the-impact-of-products-placed-on-the-EU-market_en)
- European Commission. (2020b). *Chemicals strategy for sustainability* (COM(2020) 667 final). [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f815479a-0f01-11eb-bc07-01aa75ed71a1.0003.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f815479a-0f01-11eb-bc07-01aa75ed71a1.0003.02/DOC_1&format=PDF)
- European Commission. (2021a). *Carbon border adjustment mechanism: Questions and answers*. [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/qanda\\_21\\_3661](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/qanda_21_3661)

- European Commission. (2021b). *Proposal for regulation on deforestation No. 995/2010* (COM(2021) 706 final). [https://ec.europa.eu/environment/system/files/2021-11/COM\\_2021\\_706\\_1\\_EN\\_ACT\\_part1\\_v6.pdf](https://ec.europa.eu/environment/system/files/2021-11/COM_2021_706_1_EN_ACT_part1_v6.pdf)
- European Medicines Agency. (2018). *European Surveillance of Veterinary Antimicrobial Consumption (ESVAC)*. <https://www.ema.europa.eu/en/veterinary-regulatory/overview/antimicrobial-resistance/european-surveillance-veterinary-antimicrobial-consumption-esvac>
- Eurostat. (2018). *European Statistics Code of Practice, for the National Statistical Authorities and Eurostat (EU statistical authority)*. <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/4031688/8971242/KS-02-18-142-EN-N.pdf/e7f85f07-91db-4312-8118-f729c75878c7?t=1528447068000>
- Fauré, E., Dawkins, E., Wood, R., Finnveden, G., Palm, V., Persson, L., & Schmidt, S. (2019). Environmental pressure from Swedish consumption: The largest contributing producer countries, products and services. *Journal of Cleaner Production*, 231, 698–713. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.148>
- Food and Agriculture Organization. (2020a). *The state of world fisheries and aquaculture 2020: Sustainability in action*. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Food and Agriculture Organization. (2020b). *FishStatJ – Universal software for fishery statistical time series*. <http://www.fao.org/fishery/en/statistics/software/fishstatj>
- Food and Agriculture Organization. (2021). *FAOSTAT: Pesticides use*. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>
- Frischknecht, R., Fantke, P., Tschümperlin, L., Niero, M., Antón, A., Bare, J., Boulay, A.-M., Cherubini, F., Hauschild, M. Z., Henderson, A., Levasseur, A., McKone, T. E., Michelsen, O., i Canals, L. M., Pfister, S., Ridoutt, B., Rosenbaum, R. K., Verones, F., Vigon, B., & Jolliet, O. (2016). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: Progress and case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 429–442. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1025-1>
- Froese, R. & Pauly, D. (Eds.) (2021). *FishBase* [Data set]. <http://www.fishbase.in/search.php>
- Fry, J. P., Mailloux, N. A., Love, D. C., Milli, M. C., & Cao, L. (2018). Feed conversion efficiency in aquaculture: Do we measure it correctly? *Environmental Research Letters*, 13(2), 024017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aad007>
- G7. (2021). *G7 2030 Nature Compact*. <https://www.consilium.europa.eu/media/50363/g7-2030-nature-compact-pdf-120kb-4-pages-1.pdf>
- Gaudreault, C., Loehle, C., Prisley, S., Solarik, K. A., & Verschuyf, J. P. (2020). Are the factors recommended by UNEP-SETAC for evaluating biodiversity in LCA achieving their promises: A case study of corrugated boxes produced in the US. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(6), 1013–1026. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01765-1>
- GEO BON. (n.d.). *What are EBVs?* <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/>
- Gephart, J. A., Henriksson, P. J. G., Parker, R. W. R., Shepon, A., Gorospe, K. D., Bergman, K., Eshel, G., Golden, C. D., Halpern, B. S., Hornborg, S., Jonell, M., Metian, M., Mifflin, K., Newton, R., Tyedmers, P., Zhang, W., Ziegler, F., & Troell, M. (2021). Environmental performance of blue foods. *Nature*, 597(7876), 360–365. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03889-2>

Godar, J., Persson, U. M., Tizado, E. J., & Meyfroidt, P. (2015). Towards more accurate and policy relevant footprint analyses: Tracing fine-scale socio-environmental impacts of production to consumption. *Ecological Economics*, *112*, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.003>

Green, J. M. H., Bastos Lima, M. G., Croft, S., Molotoks, A., Gardner, T. A., Persson, Å., Vulturius, G., Watt, R., & West, C. (2020). *Response to consultation on “Deforestation and forest degradation – reducing the impact of products placed on the EU market”*. Stockholm Environment Institute. <https://cdn.sei.org/wp-content/uploads/2020/12/eu-deforestation-and-forest-degradation-sei-response-10nov2020-final.pdf>

Green, J. M. H., Croft, S. A., Durán, A. P., Balmford, A. P., Burgess, N. D., Fick, S., Gardner, T. A., Godar, J., Suavet, C., Virah-Sawmy, M., Young, L. E., & West, C. D. (2019). Linking global drivers of agricultural trade to on-the-ground impacts on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *116*(46), 23202–23208. <https://doi.org/10.1073/pnas.1905618116>

Heflich, A. (2020). *An EU legal framework to halt and reverse EU-driven global deforestation: European added value assessment*. European Parliamentary Research Service. [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2020/654174/EPRS\\_STU\(2020\)654174\\_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2020/654174/EPRS_STU(2020)654174_EN.pdf)

Hoang, N. T., & Kanemoto, K. (2021). Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nature Ecology & Evolution*, *5*(6), 845–853. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01417-z>

Huang, Y., Ciais, P., Goll, D. S., Sardans, J., Peñuelas, J., Cresto-Aleina, F., & Zhang, H. (2020). The shift of phosphorus transfers in global fisheries and aquaculture. *Nature Communications*, *11*(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-14242-7>

Hudson, L. N., Newbold, T., Contu, S., Hill, S. L. L., Lysenko, I., De Palma, A., Phillips, H. R. P., Alhousseini, T. I., Bedford, F. E., Bennett, D. J., Booth, H., Burton, V. J., Chng, C. W. T., Choimes, A., Correia, D. L. P., Day, J., Echeverría-Londoño, S., Emerson, S. R., Gao, D., ... Purvis, A. (2017). The database of the PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity In Changing Terrestrial Systems) project. *Ecology and Evolution*, *7*(1), 145–188. <https://doi.org/10.1002/ece3.2579>

Institute for European Environmental Policy. (2021). *Biodiversity footprints in policy and decision-making: Briefing on the state of play, needs and opportunities and future directions*. Policy report. [https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/027980bb-f4b6-4c81-a157-504f51d6b373/Biodiversity%20Footprint\\_Report\\_IEEP.pdf?v=63801513552](https://ieep.eu/uploads/articles/attachments/027980bb-f4b6-4c81-a157-504f51d6b373/Biodiversity%20Footprint_Report_IEEP.pdf?v=63801513552)

Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. Intergovernmental Panel on Climate Change. In press. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/11/SRCCL-Full-Report-Compiled-191128.pdf>



Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services* (summary for policy makers).

<https://doi.org/10.5281/ZENODO.3553579>

Jirskog, E. (2021). *Marknadsrapport mjölk och mejeriprodukter*. (Eng. – market report for milk and dairy products) Jordbruksverket. <https://jordbruksverket.se/download/18.20a475a817a79946ff781ca2/1631013187505/Marknadsrapport-mejeri-2021-tga.pdf>

Joint Research Centre. (2021). *Criteria and indicators to incorporate sustainability aspects for seafood products in the marketing standards under the Common Market Organisation (STECF-20-05)* (D. Gascuel & J. Druon, Eds.). EUR 28359 EN. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/211065>

Jordbruksverket. (2020). *Sveriges utrikeshandel med jordbruksvaror och livsmedel 2017–2019*. (Eng. Sweden's foreign trade with agricultural and food products)

[https://www2.jordbruksverket.se/download/18.2c020781176761021b](https://www2.jordbruksverket.se/download/18.2c020781176761021b09e242/1608541775195/ra20_20.pdf)

[09e242/1608541775195/ra20\\_20.pdf](https://www2.jordbruksverket.se/download/18.2c020781176761021b09e242/1608541775195/ra20_20.pdf)

Jordbruksverket. (2021). *Konsumtion av kött*. (Eng. – Meat consumption)

<https://jordbruksverket.se/mat-och-drycker/hallbar-produktion-och-konsumtion-av-mat/konsumtion-av-kott>

Joyce, P. J., Finnveden, G., Håkansson, C., & Wood, R. (2019). A multi-impact analysis of changing ICT consumption patterns for Sweden and the EU: Indirect rebound effects and evidence of decoupling. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1154–1161. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.207>

Kastner, T., Chaudhary, A., Gingrich, S., Marques, A., Persson, U. M., Bidoglio, G., Le Provost, G., & Schwarzmüller, F. (2021). Global agricultural trade and land system sustainability: Implications for ecosystem carbon storage, biodiversity, and human nutrition. *One Earth*, 4(10), 1425–1443. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.09.006>

Kitzes, J., Berlow, E., Conlisk, E., Erb, K., Iha, K., Martinez, N., Newman, E. A., Plutzar, C., Smith, A. B., & Harte, J. (2017). Consumption-based conservation targeting: Linking biodiversity loss to upstream demand through a global wildlife footprint. *Conservation Letters*, 10(5), 531–538. <https://doi.org/10.1111/con4.12321>

Lenzen, M., Moran, D., Kanemoto, K., Foran, B., Lobefaro, L., & Geschke, A. (2012). International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature*, 486(7401), 109–112. <https://doi.org/10.1038/nature11145>

Lucas, S., Soler, L. G., Irz, X., Gascuel, D., Aubin, J., & Cloâtre, T. (2020). The environmental impact of the consumption of fishery and aquaculture products in France. *Journal of Cleaner Production*, 299, 126718.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126718>

Mair, L., Bennun, L. A., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Bolam, F. C., Burgess, N. D., Ekstrom, J. M. M., Milner-Gulland, E. J., Hoffmann, M., Ma, K., Macfarlane, N. B. W., Raimondo, D. C., Rodrigues, A. S. L., Shen, X., Strassburg, B. B. N., Beatty, C. R., Gómez-Creutzberg, C., Iribarrem, A., Irmadhiany, M., ... McGowan, P. J. K. (2021). A metric for spatially explicit contributions to science-based species targets. *Nature Ecology & Evolution*, 5(6), 836–844. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01432-0>

Marquardt, S. G., Guindon, M., Wilting, H. C., Steinmann, Z. J. N., Sim, S., Kulak, M., & Huijbregts, M. A. J. (2019). Consumption-based biodiversity footprints – Do different indicators yield different results? *Ecological Indicators*, 103, 461–470. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.022>

Marques, A., Martins, I. S., Kastner, T., Plutzer, C., Theurl, M. C., Eisenmenger, N., Huijbregts, M. A. J., Wood, R., Stadler, K., Bruckner, M., Canelas, J., Hilbers, J. P., Tukker, A., Erb, K., & Pereira, H. M. (2019). Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology & Evolution*, 3(4), 628–637. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0824-3>

Marques, A., Robuchon, M., Hellweg, S., Newbold, T., Beher, J., Bekker, S., Essl, F., Ehrlich, D., Hill, S., Jung, M., Marquardt, S., Rosa, F., Rugani, B., Suárez-Castro, A. F., Silva, A. P., Williams, D. R., Dubois, G., & Sala, S. (2021). A research perspective towards a more complete biodiversity footprint: A report from the World Biodiversity Forum. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(2), 238–243. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01846-1>

Molotoks, A., Durán, A. P., Green, J., & West, C. (2020). *Evaluating aspects of biodiversity loss, and associated indicators, for application to the assessment of the impacts of agricultural commodity trade*. GCRF Trade Hub. <https://doi.org/10.34892/HYC7-PC33>

Moran, D., & Kanemoto, K. (2017). Identifying species threat hotspots from global supply chains. *Nature Ecology & Evolution*, 1(1), 0023. <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0023>

Moran, D., Petersone, M., & Veronesi, F. (2016). On the suitability of input–output analysis for calculating product-specific biodiversity footprints. *Ecological Indicators*, 60, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.015>

Moran, D., Wood, R., & Rodrigues, J. F. D. (2017). A note on the magnitude of the feedback effect in environmentally extended multi-region input-output tables: The size of feedback effects in environmentally extended MRIOs. *Journal of Industrial Ecology*, 22(3), 532–539. <https://doi.org/10.1111/jiec.12658>

Newbold, T., Hudson, L. N., Arnell, A. P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S. L. L., Hoskins, A. J., Lysenko, I., Phillips, H. R. P., Burton, V. J., Chng, C. W. T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B. I., ... Purvis, A. (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, 353(6296), 288–291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>

Palm, V., Wood, R., Berglund, M., Dawkins, E., Finnveden, G., Schmidt, S., & Steinbach, N. (2019). Environmental pressures from Swedish consumption: A hybrid multi-regional input-output approach. *Journal of Cleaner Production*, 228, 634–644. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.181>

Pauly, D. & Zeller, D. (eds) (2015). *Catch reconstruction: Concepts, methods and data sources*. Sea Around Us, University of British Columbia. <https://www.searoundus.org/catch-reconstruction-and-allocation-methods/>

Pauly, D., Zeller, D., & Palomares, M. L. D. (eds) (2020). *Sea Around Us concepts, design and data*. [www.searoundus.org](http://www.searoundus.org)

Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B. & Silverman, H. (2009). Not all salmon are created equal: Life cycle assessment (LCA) of global salmon farming systems. *Environmental Science & Technology*, 43(23), 8730–8736. <https://doi.org/10.1021/es9010114>

Pendrill, F., Persson, U. M., Godar, J., & Kastner, T. (2019). Deforestation displaced: Trade in forest-risk commodities and the prospects for a global forest transition. *Environmental Research Letters*, 14(5), 055003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0d41>

Pendrill, F., Persson, U. M., Godar, J., Kastner, T., Moran, D., Schmidt, S., & Wood, R. (2019). Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. *Global Environmental Change*, 56, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002>

Pendrill, F., Persson, U. M., & Kastner, T. (2020). *Deforestation risk embodied in production and consumption of agricultural and forestry commodities 2005–2017*. Chalmers University of Technology, Senckenberg Society for Nature Research, SEI, and Ceres Inc. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4250532>

Pendrill, F., et al. (2021b). Demystifying the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. Under review in *Science*.

Pendrill, F., Persson, U. M., Kastner, T., & Wood, W. (2022). *Deforestation risk embodied in production and consumption of agricultural and forestry commodities 2005–2018*. Chalmers University of Technology, Senckenberg Society for Nature Research & Norwegian University of Science and Technology (NTNU). <https://doi.org/10.5281/zenodo.5886600>

Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. J., Bruford, M. W., Brummitt, N., Butchart, S. H. M., Cardoso, A. C., Coops, N. C., Dulloo, E., Faith, D. P., Freyhof, J., Gregory, R. D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W., ... Wegmann, M. (2013). Essential biodiversity variables. *Science*, 339(6117), 277–278. <https://doi.org/10.1126/science.1229931>

Persson, L., Almroth, B. M. C., Collins, C. D., Cornell, S., de Wit, C. A., Diamond, M. L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M. W., Jörgensen, P. S., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z., & Hauschild, M. Z. (2022). Outside the safe operating space of the planetary boundary for novel entities. *Environmental Science & Technology*, 56(3), 1510–1521. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>

Persson, L., Arvidsson, R., Berglund, M., Cederberg, C., Finnveden, G., Palm, V., Sörme, L., Schmidt, S., & Wood, R. (2019). Indicators for national consumption-based accounting of chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 215, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.294>

Pruss-Ustun, A., Vickers, C., Haefliger, P., & Bertollini, R. (2011). Knowns and unknowns on burden of disease due to chemicals: A systematic review. *Environmental Health*, 10, 9. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-9>

Pruss-Ustun, A., Wolf, J., Corvalan, C., Bos, R., & Neira, M. (2016). *Preventing disease through healthy environments: A global assessment of the burden of disease from environmental risks*. World Health Organization.

- Read, C. (1898). *Logic: Deductive and inductive*. Project Gutenberg.  
<https://www.gutenberg.org/ebooks/18440>
- Rudel, T. K., Defries, R., Asner, G. P., & Laurance, W. F. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology*, 23(6), 1396–1405. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01332.x>
- Schim van der Loeff, W., Godar, J., & Prakash, V. (2018). A spatially explicit data-driven approach to calculating commodity-specific shipping emissions per vessel. *Journal of Cleaner Production*, 205, 895–908.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.053>
- Scholes, R. J., & Biggs, R. (2005). A biodiversity intactness index. *Nature*, 434(7029), 45–49. <https://doi.org/10.1038/nature03289>
- Shackleton, S., Delang, C. O., & Angelsen, A. (2011). From subsistence to safety nets and cash income: Exploring the diverse values of non-timber forest products for livelihoods and poverty alleviation. In S. Shackleton, C. Shackleton, & P. Shanley (Eds.), *Non-timber forest products in the global context* (pp. 55–81). Springer.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-642-17983-9\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-17983-9_3)
- Song, X.-P., Hansen, M. C., Potapov, P., Adusei, B., Pickering, J., Adami, M., Lima, A., Zalles, V., Stehman, S. V., Di Bella, C. M., Conde, M. C., Copati, E. J., Fernandes, L. B., Hernandez-Serna, A., Jantz, S. M., Pickens, A. H., Turubanova, S., & Tyukavina, A. (2021). Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nature Sustainability*, 4(9), 784–792.  
<https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>
- Souza, D. M., Teixeira, R. F., & Ostermann, O. P. (2015). Assessing biodiversity loss due to land use with life cycle assessment: Are we there yet? *Global Change Biology*, 21(1), 32–47. <https://doi.org/10.1111/gcb.12709>
- Stadler, K., Wood, R., Bulavskaya, T., Södersten, C.-J., Simas, M., Schmidt, S., Usubiaga, A., Acosta-Fernández, J., Kuenen, J., Bruckner, M., Giljum, S., Lutter, S., Merciai, S., Schmidt, J. H., Theurl, M. C., Plutzer, C., Kastner, T., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., ... Tukker, A. (2018). EXIOBASE 3: Developing a time series of detailed environmentally extended multi-regional input-output tables. *Journal of Industrial Ecology*, 22(3), 502–515. <https://doi.org/10.1111/jiec.12715>
- Stadler, K., Wood, R., Moana, S., Bulavskaya, T., Kuenen, J., Fernández, J. A., ... & Theurl, M. C. (2015). Integrated report on EE IO related macro resource indicator time series. *Deliverable D5. 3 of EU FP7-project DESIRE*. <http://fp7desire.eu/documents/category/3-public-deliverables?download=24:d5-3-integrated-report-on-ee-io-related-macro-resource-indicator-time-series>
- Stadler, K., Wood, R., Bulavskaya, T., Södersten, C.-J., Simas, M., Schmidt, S., Usubiaga, A., Acosta-Fernández, J., Kuenen, J., Bruckner, M., Giljum, S., Lutter, S., Merciai, S., Schmidt, J. H., Theurl, M. C., Plutzer, C., Kastner, T., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., ... Tukker, A. (2021). EXIOBASE 3 (3.8.1) [Data set]. Zenodo.  
<https://doi.org/10.5281/ZENODO.4588235>

Statistics Sweden. (2020). *Kvalitetspolicy*. (Eng. Quality Policy) Dnr A2020/0591. SCB. <https://www.scb.se/contentassets/8c5cc234fbae4e0ba731b1f9c8ea2042/kvalitetspolicy.pdf>

Statistics Sweden. (2021a). *Environmental accounts*. <http://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/miljoekonomi-och-hallbar-utveckling/miljoraken-skaper/>

Statistics Sweden (2021b). Foreign trade – exports and imports of goods. <https://www.scb.se/en/finding-statistics/statistics-by-subject-area/trade-in-goods-and-services/foreign-trade/foreign-trade---exports-and-imports-of-goods/>

Statistics Sweden (2021c). Foreign trade in services. <https://www.scb.se/en/finding-statistics/statistics-by-subject-area/trade-in-goods-and-services/foreign-trade/foreign-trade-in-services/>

Steinbach, N., Palm, V., Cederberg, C., Finnveden, G., Persson, L., Persson, M., ... & Trimmer, C. (2018). Miljöpåverkan från svensk konsumtion-nya indikatorer för uppföljning.: Slutrapport från forskningsprojektet PRINCE. Swedish Environmental Protection Agency, report number 6842. Retrieved from <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/6800/978-91-620-6842-4.pdf>

Swedish Environmental Protection Agency. (2021a). *Territorial emissions and uptake of greenhouse gases*. <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/klimat/vaxthusgaser-territoriella-utslapp-och-upptag>

Swedish Environmental Protection Agency. (2021b). *Konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp per område [Consumption-based greenhouse gas emissions per area]*. Sveriges miljömål. <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/generationsmalet/konsumtionsbaserade-vaxthusgasutslapp-per-omrade/>

Swedish Government. (2016). *Strategy for sustainable consumption*. <https://www.regeringen.se/4a7e12/globalassets/regeringen/dokument/finansdepartementet/pdf/2016/strategi-for-hallbar-konsumtion/strategi-for-hallbar-konsumtion--tillganglighetsanpassad.pdf>

Tiseo, K., Huber, L., Gilbert, M., Robinson, T. P., & Van Boeckel, T. P. (2020). Global trends in antimicrobial use in food animals from 2017 to 2030. *Antibiotics*, 9(12), 918. <https://doi.org/10.3390/antibiotics9120918>

Tropical Forest Alliance. (2021). *About the FACT dialogue*. <https://www.tropicalforestalliance.org/en/collective-action-agenda/cop26/about>

UK Government. (2020, November 11). *Government sets out world-leading new measures to protect rainforests* [Press release]. GOV.UK. <https://www.gov.uk/government/news/government-sets-out-world-leading-new-measures-to-protect-rainforests>

United Nations. (2013). *Fundamental principles of official statistics* (A/RES/68/261 from 29 January 2014) <https://unstats.un.org/unsd/dnss/gp/fundprinciples.aspx>

United Nations. (2015). *Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development* (A/RES/70/1). <https://sustainabledevelopment.un.org/index.php?page=view&type=111&nr=8496&menu=35>

- United Nations. (2021a). *Glasgow leaders' declaration on forests and land use*. UN Climate Change Conference (COP26) UK 2021. <https://ukcop26.org/glasgow-leaders-declaration-on-forests-and-land-use/>
- United Nations. (2021b). *System of environmental-economic accounting: Ecosystem accounting*. White cover publication, pre-edited text subject to official editing. [https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea\\_ea\\_white\\_cover\\_final.pdf](https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea_ea_white_cover_final.pdf)
- United Nations. (2020a). *Indicator 12.2.1: Material footprint per capita by type of raw material (tonnes)*. <https://www.sdg.org/datasets/undesaa::indicator-12-2-1-material-footprint-per-capita-by-type-of-raw-material-tonnes-1/about>
- United Nations. (2020b). *Indicator 8.4.1: Material footprint per capita by type of raw material (tonnes)*. <https://www.sdg.org/datasets/undesaa::indicator-8-4-1-material-footprint-per-capita-by-type-of-raw-material-tonnes-2/about>
- United Nations, European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, & World Bank (Red.). (2009). *System of national accounts 2008*. United Nations. <https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008.pdf>
- United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2014). *The 10 year framework of programmes on sustainable consumption and production patterns (10YFP)*. Sustainable Development Knowledge Platform. <https://sustainabledevelopment.un.org/index.php?page=view&type=400&nr=1444&menu=35>
- United Nations Economic Commission for Europe. (2019) Generic Statistical Business Process Model, Version 5.1, January 2019. <https://statswiki.unece.org/display/GSBPM/GSBPM+v5.1>
- Vanham, D., Leip, A., Galli, A., Kastner, T., Bruckner, M., Uwizeye, A., van Dijk, K., Ercin, E., Dalin, C., Brandão, M., Bastianoni, S., Fang, K., Leach, A., Chapagain, A., Van der Velde, M., Sala, S., Pant, R., Mancini, L., Monforti-Ferrario, F., ... Hoekstra, A. Y. (2019). Environmental footprint family to address local to planetary sustainability and deliver on the SDGs. *Science of The Total Environment*, 693, 133642. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133642>
- Verdegem, M. C. J. (2013). Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. *Reviews in Aquaculture*, 5(3), 158–171. <https://doi.org/10.1111/raq.12011>
- Veronesi, F., Hellweg, S., Antón, A., Azevedo, L. B., Chaudhary, A., Cosme, N., Cucurachi, S., de Baan, L., Dong, Y., Fantke, P., Golsteijn, L., Hauschild, M., Heijungs, R., Jolliet, O., Juraske, R., Larsen, H., Laurent, A., Mutel, C. L., Margni, M., ... Huijbregts, M. A. J. (2020). LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. *Journal of Industrial Ecology*, 24(6), 1201–1219. <https://doi.org/10.1111/jiec.13018>
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B., 2012. *Principles of ecotoxicology* (4th ed.). CRC Press.

- Wang, Z., Walker, G. W., Muir, D. C. G., & Nagatani-Yoshida, K. (2020). Toward a global understanding of chemical pollution: A first comprehensive analysis of national and regional chemical inventories. *Environment Science and Technology*, 54, 2575–2584. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06379>
- Wedoux, B. & Schulmeister-Oldenhove, A. (2021). *Stepping up? The continuing impact of EU consumption on nature worldwide*. WWF. [https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/new\\_stepping\\_up\\_\\_the\\_continuing\\_impact\\_of\\_eu\\_consumption\\_on\\_nature\\_worldwide\\_fullreport.pdf](https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/new_stepping_up__the_continuing_impact_of_eu_consumption_on_nature_worldwide_fullreport.pdf)
- West, C. (2018). *Extending the PRINCE water use results with water scarcity weighting*. PRINCE Case study. <https://seilive.wpengine.com/wp-content/uploads/2021/09/PRINCE-case-study-water-scarcity-office-print.pdf>
- West, C., Green, J. M. H., Croft, S. A., Molotoks, A., Flores Martinez, P., Stokeld, E., Gardner, T. A., Ribeiro, V., Bastos Lima, M. G., & Meyfroidt, P. (2020). *Response to consultation on “Due diligence on forest risk commodities”*. Stockholm Environment Institute. <https://cdn.sei.org/wp-content/uploads/2020/10/uk-due-diligence-deforestation-legislation-sei-response.pdf>
- West, C. D., Hobbs, E., Croft, S. A., Green, J. M. H., Schmidt, S. Y., & Wood, R. (2019). Improving consumption-based accounting for global capture fisheries. *Journal of Cleaner Production*, 212, 1396–1408. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.298>
- Wilting, H. C., Schipper, A. M., Bakkenes, M., Meijer, J. R., & Huijbregts, M. A. (2017). Quantifying biodiversity losses due to human consumption: A global-scale footprint analysis. *Environmental Science & Technology*, 51(6), 3298–3306. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05296>
- Wilting, H. C., Schipper, A. M., Ivanova, O., Ivanova, D., & Huijbregts, M. A. (2021). Subnational greenhouse gas and land-based biodiversity footprints in the European Union. *Journal of Industrial Ecology*, 25(1), 79–94. <https://doi.org/10.1111/jiec.13042>
- Wood, Richard. (2018). Hybrid SNAC for calculation of environmental footprints – using life-cycle approaches via input-output multipliers on traded goods. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1489943>
- Wood, R., & Palm, V. (2016). *Swedish footprints: Policy-relevant indicators for consumption and environment* [Conference presentation]. 24th International Input–Output Conference, Seoul, Korea. <https://www.iioa.org/conferences/24th/papers.html>
- Wunder, S., Angelsen, A., & Belcher, B. (2014). Forests, livelihoods, and conservation: Broadening the empirical base. *World Development*, 64, S1–S11. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.007>
- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., & Pauly, D. (2018). Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19(1), 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>

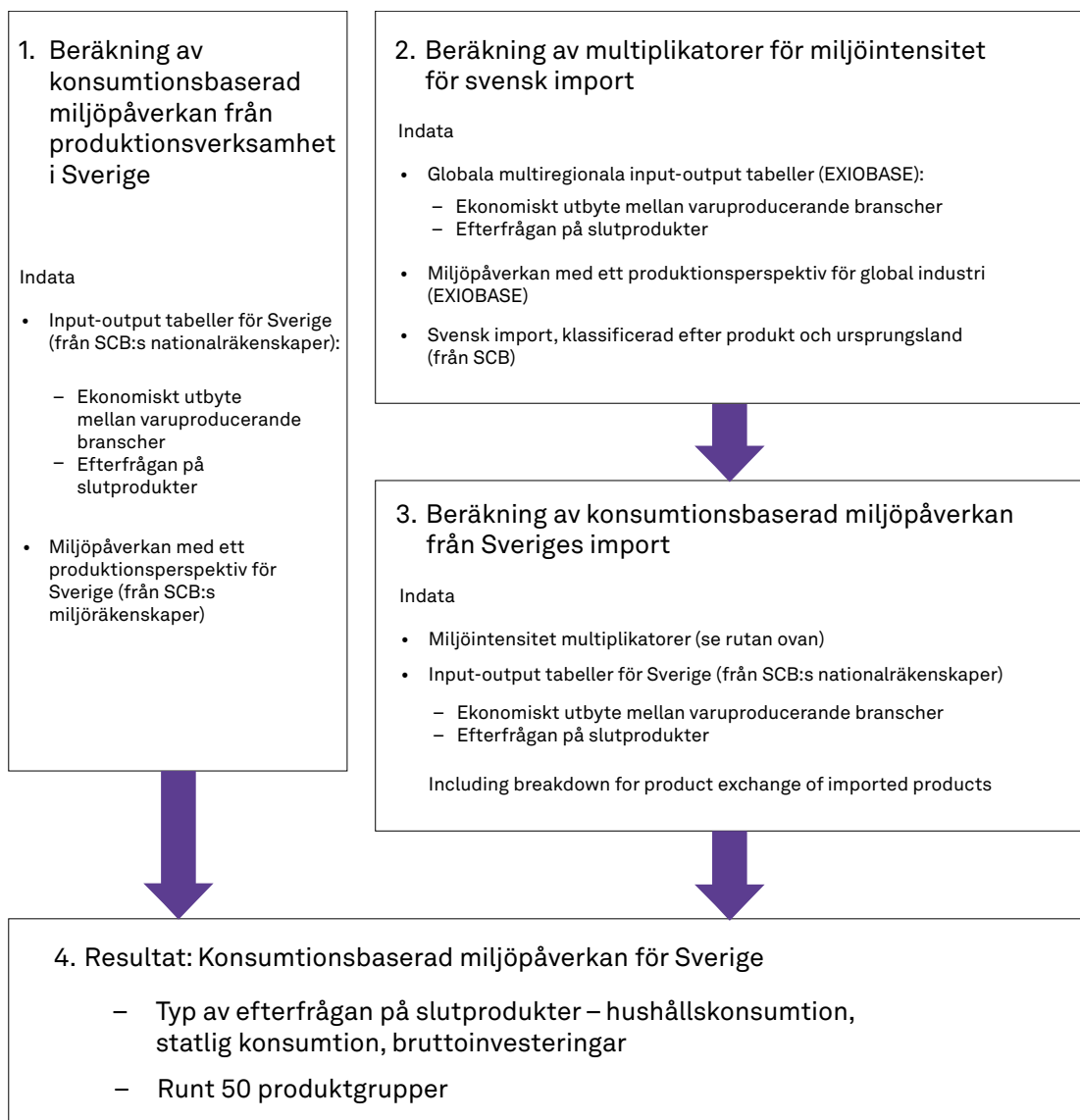
# Bilaga 1: Miljöexpanderad input-output analys och PRINCE-modellen

## Vetenskaplig och statistisk bakgrund till modellen

Miljöexpanderad input-output analys (EEIO) är den metodiska kärnan i Prince-modellen. Metoden är vetenskapligt väletablerad och går tillbaka till ekonomen Wassily Leontiefs arbeten på 1940-talet, vilket beskrivs utförligare i Brown et al. (2021). Kopplingen till miljöanalys utforskades först på 1960-talet. Under 1990-talet ökade intresset för metoden betydligt. I dag är EEIO-analys ett brett och dynamiskt forskningsområde. Forskningen har gjort det möjligt att analysera en mängd olika sorters miljöpåverkan ur ett konsumtionsperspektiv för många länder, och en växande mängd ekonomiska och miljömässiga data håller på att bli tillgängliga för EEIO.

Viktiga delar av de uppgifter som behövs för EEIO är också standardiserade i internationella statistikmanualer. De centrala ekonomiska data som används i EEIO-analysen, input-output tabellerna, är kodifierade i ett kapitel i den senaste upplagan av United Nations Statistics Division's System of National Accounts (FN et al. 2009). EEIO-metoderna finns också med i tillämpningar och utvidgningar i the United Nations System of Environmental Economic Accounting (FN et al. 2009).





Figur 18: Schema över beräkningsprocesserna i PRINCE-modellen.

## Sammanfattning av PRINCE-modellen

PRINCE-modellen använder en så kallad kopplad modellansats, som dokumenterats utförligt i Wood (2018) och Palm et al. (2019). Tillvägagångssättet härrör från tidigare arbeten som kombinerar nationella statistiska data inom ett MRIO-ramverk i en så kallad Single-country National Account Consistent approach (Edens et al. 2015). Den ursprungliga modellen programmerades i Matlab och finns fritt tillgänglig på Github.<sup>26</sup>

I figur 18 sammanfattas de viktigaste beräkningsstegen och modellens indata. Som man kan se i ruta 1 så beräknas Sveriges konsumtionsbaserade miljöpåverkan (t.ex. miljöutsläpp eller resursanvändning), som härrör från produktion i Sverige, med hjälp av Sveriges officiella ekonomiska data (dvs. input-output tabeller) och data om miljöpåverkan. Sveriges konsumtionsbaserade miljöpåverkan från import beräknas i två steg (ruta 2 och ruta 3). I det första steget, som visas i ruta 2, beräknas multiplikatorer för miljöintensiteten (dvs. miljöpåverkan per SEK importerad produkt). De miljödata och ekonomiska data som används här kommer i första hand från den globala multiregionala input-output-databasen EXIOBASE. Detta kombineras med officiella ekonomiska uppgifter om Sveriges import från SCB (se även ruta 2), klassificerade efter handelspartner (dvs. exportland). Den slutliga beräkningen av miljöpåverkan från Sveriges import (se ruta 3) använder sedan de multiplikatorer som genererats enligt ruta 2 tillsammans med ekonomiska uppgifter för Sverige, som visas i ruta 3. En stor del av Sveriges import används som insatsvaror i den svenska industrin, och de beräkningar som sammanfattas i ruta 3 är nödvändiga för att fördela de miljöbelastningar som ingår i denna import till de produkter som slutligen konsumeras.

Den totala miljöpåverkan som blir resultatet (se ruta 4) klassificeras efter typen av slutlig efterfrågan (se även rutan ”Definitioner och terminologi” nedan) och efter produktgrupp. Sveriges officiella konsumtionsbaserade statistik över växthusgasutsläpp innehåller till exempel data för 50 produktgrupper. Modellen är relativt enkel att köra för en input-output expert, men är inte utformad för att användas av lekmän. Modellens resultat är dock relativt enkla att förstå och tolka med hjälp av interaktiva verktyg.

Den kopplade modellen erbjuder viktiga fördelar jämfört med andra metoder. Användningen av en global MRIO för att beräkna miljöpåverkan till följd av import är en förbättring jämfört med antagandet att importen produceras enligt samma ekonomiska struktur och miljöintensitet som den inhemska produktionen. Detta antagande används dock även av andra statistikbyråer som producerar konsumtionsbaserade räkenskaper, till exempel Eurostat och Statistics New Zealand (se Brown et al. 2021).

Den kopplade modellansatsen är också fördelaktig jämfört med att använda en global MRIO direkt, eftersom den utnyttjar de högkvalitativa ekonomiska och miljömässiga data om Sverige som finns i den officiella statistiken. Den är också fördelaktig jämfört med att försöka bädda in svenska ekonomiska och miljömässiga data direkt i en global MRIO eftersom den förenklar beräkningarna som krävs.

---

<sup>26</sup> <https://github.com/rich-wood/hySNAC>

Mer information om de indata som används i PRINCE-modellen och de makroekonomiska balanser som ligger till grund för beräkningarna finns i rutorna nedan.

### **Indata i PRINCE-modellen**

#### **Ekonomiska data för Sverige**

I modellen används för närvarande SCB:s officiella input-outputtabeller för Sverige som är indelade i 91 separata produktgrupper. Sådana monetära input-outputtabeller innehåller monetära data om vilka produkter som tillverkas i ett land, om produkternas intermediära användning (dvs. industrins användning av produkter för att tillverka fler produkter) och om produkternas slutliga användning (för hushållens och statens konsumtion och investeringar).

Modellen använder sig också av SCB:s officiella statistik om import av varor (SCB, 2021b) och tjänster (SCB, 2021c). Dessa data är viktiga eftersom de är klassificerade efter typ av produkt som importeras och efter exportland. Input-outputtabellerna ger inte information om exportnationen, vilket krävs för att korrekt beräkna de utsläpp som uppstår vid tillverkningen av produkter som Sverige importerar. Eftersom dessa data är officiell statistik uppdateras de regelbundet enligt väletablerade kvalitetskriterier.

#### **Data om miljöpåverkan från svensk produktion**

PRINCE 2 har fokuserat på att utveckla datakällor för nya typer av miljöpåverkan ur ett konsumtionsperspektiv. I den nuvarande användningen av modellen för officiell statistik om konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp baseras indata för växthusgasutsläpp från svensk produktion på räkenskaper över luftutsläpp som tas fram av SCB:s grupp för miljöräkenskaper. I modellen klassificeras dessa uppgifter även enligt 91 separata produktgrupper. Likt Sveriges ekonomiska statistik är även dessa uppgifter officiell statistik och uppdateras regelbundet enligt väletablerade kvalitetskriterier.

#### **Ekonomiska och miljömässiga data för den globala ekonomin**

PRINCE-modellen använder för närvarande den globala MRIO-databasen EXIOBASE, se figur 18 ovan. I EXIOBASE klassificeras den globala ekonomin i 44 separata länder, och 5 "resten av världen"-regioner som omfattar andra länder, vilket totalt ger 49 geografiska områden. För varje geografiskt område klassificeras ekonomin i 163 sektorer. Denna relativt höga sektorsupplösning fokuserar på sektorer som är viktiga för miljöpåverkan, t.ex. jordbruk. EXIOBASE utvecklades i på varandra följande EU-projekt i syfte att tillhandahålla en miljömässigt utvidgad MRIO som var särskilt lämplig för miljöanalyser med fokus på EU och dess viktigaste handelspartners (Stadler et al. 2018). Den är väldokumenterad (se t.ex. Stadler et al. 2015), uppdateras regelbundet och är fritt tillgänglig online.

En ytterligare egenskap hos den kopplade modellen är att andra MRIO-databaser kan ersätta EXIOBASE i framtiden om så önskas. Till exempel arbetar Europeiska kommissionen och OECD på att institutionalisera produktionen av MRIO-databaser, genom FIGARO-tabellerna som finns tillgängliga från Eurostat och Inter-Country Input-Output tabellerna som finns tillgängliga från OECD. Dessa tabeller har däremot, i skrivande stund, lägre sektorsupplösning relativt sett, liksom lägre täckning av miljöindikatorer och fler år av fördröjning mellan senast tillgängliga data och det aktuella året.

## Definitioner och terminologi

Konsumtionsbaserad redovisning är fortfarande ett relativt nytt område för policy och forskning, och det finns ännu ingen enhetlig terminologi.

Många av de termer som används har anknytning till de makroekonomiska principer som ligger till grund för analysen, nämligen att den totala efterfrågan i ekonomin är lika med den totala produktionen. I nationalräkenskaperna tar denna princip formen av följande ekvation:

$$Y+M = C+G+I+X \quad \text{Ekvation 1}$$

Där Y är produktionen i den inhemska ekonomin (dvs. bruttonationalprodukten), M är importen, C är hushållens (privata) konsumtion, G är den offentliga konsumtionen, I är investeringar (inklusive lagerförändringar och nettoförvärv av värdesaker) och X är exporten.

Där:

$$\text{Totalt utbud} = Y+M \quad \text{Ekvation 2}$$

Och

$$\text{Total slutlig efterfrågan} = C+G+I+X \quad \text{Ekvation 3}$$

PRINCE-modellen tillämpar input-output analys för att beräkna miljöpåverkan för den totala slutliga efterfrågan (den högra sidan i ekvation 1) med hjälp av detaljerad information om utbud och användning i ekonomin och miljöpåverkan för termerna på den vänstra sidan i ekvationen.

Rent terminologiskt är det intressant att skilja total slutlig efterfrågan, som visas i ekvation 3, från inhemsk slutlig efterfrågan enligt följande:

$$\text{Inhemsk slutlig efterfrågan} = C+G+I \quad \text{Ekvation 4}$$

Som framgår av ekvation 4 är skillnaden mellan inhemsk slutlig efterfrågan och total slutlig efterfrågan att den senare inkluderar export.

## Användningen av begreppet "konsumtion"

Begreppet "konsumtion" används med lite olika betydelser i olika sammanhang. Å ena sidan används konsumtion som motsatsen till produktion i ekonomin som helhet. Här används produktion/konsumtion som alternativ till utbud kontra efterfrågan för hela ekonomin.

Termerna "privat konsumtion" och "hushållskonsumtion" används också regelbundet och avser den del av efterfrågan i hela ekonomin som härrör från privata hushåll (betecknas med C i ekvationerna 1, 3 och 4 ovan). Termerna "statlig konsumtion" och "offentlig konsumtion" används för att hänvisa till den konsumtion som sker av myndigheter på överstatlig, nationell och lokal nivå (betecknas med G i ekvationerna 1, 3 och 4 ovan).

I denna rapport används termen "konsumtionsbaserad" miljöpåverkan för att hänvisa till miljöpåverkan som uppstår på grund av inhemsk slutlig efterfrågan i ekonomin (som visas i ekvation 4). Detta överensstämmer med hur termen användes i det första Prince-projektet, och även mer allmänt bland forskare, statistiker och analytiker som använder EEIO för att beräkna miljöpåverkan.

# Bilaga 2: Aktuella metoder för att integrera biologisk mångfald i konsumtionsbaserade redovisningar

IEEP (2021) kategoriserar fotavtryck för biologisk mångfald i termer av a) ekologiska fotavtryck, såsom mark- eller skogsareal, b) biodiversitet-fotavtryck för de mått som mer direkt uppskattar förluster av biologisk mångfald och c) ekosystemtjänstfotavtryck, som avser effekterna på de fördelar som naturen för med sig. Här behandlar vi b) – de som specifikt tar upp biologisk mångfald och gör det möjligt att bedöma heterogena effekter mellan *och inom* ekosystem.

Ett antal studier har erbjudit konsumtionsbaserade redovisningar av effekterna på den biologiska mångfalden på nationell nivå. Dessa inkluderar de som bygger på kända hot mot arter, på relationen mellan arter och ett områdes storlek, och på kartlagda arters utbredningsområden (tabell 5).

## Hot

Lenzen et al. (2012) kopplade landspecifika arter och data om hot från IUCN och BirdLife (BirdLife International, 2021; IUCN:s rödlista över hotade arter<sup>27</sup>) till råvaror för att visa hur konsumenternas efterfrågan kan hota arter på avlägsna platser genom internationell handel med råvaror. Arbetet är en användbar utveckling som tydligt belyser att hoten drabbar särskilda arter på särskilda platser. Denna metod är dock svår att skala ner, eftersom listorna över hotade arter sammanställs på nationell nivå, vilket gör att det är omöjligt att beräkna deras subnationella rumsliga variation. Detta är viktigt, eftersom både den biologiska mångfalden och råvaruproduktionen uppvisar en betydande rumslig variation. Moran och Kanemoto (2017) har utvecklat detta arbete genom att lägga till rumslig information om arters utbredningsområden. Detta gör det möjligt att ta hänsyn till subnationella prioriteringar för biologisk mångfald, även om de individuella artområden som används för att beräkna prioriterade områden är relativt grova.

I båda studierna viktas alla hot och arter lika, samtidigt är det känt att vissa kombinationer av varor-arter är värre än andra. Dessutom, modellen och ansatsen i den här studien använder dessutom finansiella uppgifter på landnivå, vilket ytterligare begränsar möjligheterna att skala ner till mer detaljerade effekter. Essl et al. (2012) hävdar också att uppskattningarna från Lenzen et al. (2012) är alltför konservativa, och framhåller att den senaste tidens ökning i handelsvolym inte återspeglas i hotbedömningarna. De hänvisar till ökningen på 119 % av den globala exportvolymen

---

<sup>27</sup> Version 2021-2: <https://www.iucnredlist.org/>

mellan 1990 och 2011, och särskilt till den ökande betydelsen av producentländer med stor biologisk mångfald (t.ex. Kina, Brasilien, Indien och Indonesien), som skäl för att förvänta sig att konsekvenserna kommer att bli mycket större. Dessutom ingår inte icke hotade eller ens regionalt hotade arter, som ändå är betydligt fler än de globalt hotade (Essl et al. 2012; Kitzes et al. 2017).

## Förhållandet arter-areal

Art-areal-förhållandet (SAR) är en av de mest använda metoderna för att uppskatta handelns effekter på den biologiska mångfalden (Souza et al. 2015). Metoden bygger på förhållandet mellan tillgången på habitat och artrikedom, kalibrerat för olika habitat och geografiska områden: när livsmiljöarealen minskar ser vi en icke-linjär respons i form av artförlust. Den relaterade metoden SAR för landskap (cSAR) bygger på den ursprungliga SAR, men tar även hänsyn till arters förmåga att fortleva utanför sina naturliga livsmiljöer, i stället för att anta att konverterade naturmiljöer blir helt fientliga för lokala arter. I studier av de Baan et al. (2013) och sedan Chaudhary et al. (2015) utvecklas och används cSAR för att kvantifiera regional artförlust till följd av förändrad markanvändning för ryggradsdjur i sex typer av markanvändning, i 804 ekoregioner. Chaudhary et al. (2015) beräknar sårbarhetspoäng per ekoregion baserat på den andel av varje arts geografiska utbredningsområde som ingår i ekoregionen (dvs. ett mått på sällsynthet i utbredningsområdets storlek) och den av IUCN tilldelade hotnivån för varje art. Sårbarhetsvärdena multipliceras med regionala artförluster för att uppskatta potentiella globala utrotningar per enhet markanvändning.

En brist i detta tillvägagångssätt är att sårbarheten dubbelräknas på grundval av kriterierna för räckviddens storlek. Där en art tilldelas en högre hotstatus hos IUCN på grund av utbredningsstorlek kommer detta att tas med igen i det mått på sällsynthet till följd av utbredningsstorlek som beräknas för studien. Chaudhary och medarbetare gick sedan vidare och använde cSAR för att uppskatta förlusten av ryggradsarter på grund av jordbruksmarkanvändning inom var och en av de 804 terrestra ekoregionerna. Detta innefattar att ta uppskattningarna av artförluster från Chaudhary et al. (2015, 2016) ett steg vidare genom att kombinera dem med globala kartor med hög rumslig upplösning över skördar för att beräkna förlorade arter per ton för 170 grödor i 184 länder (Chaudhary & Kastner, 2016). Detta kunde sedan kopplas samman med bilaterala handelsdata över vegetabiliska produkter mellan producerande och konsumerande länder från FAO, för att beräkna den påverkan på den biologiska mångfalden som den internationella handeln med vegetabiliska produkter och konsumtionen av dessa inbegriper. Sedan dess har mer forskning gjorts för att förfinas metoden och ta hänsyn till effekter under olika intensiteter, beroende på förvaltningsregim (Chaudhary & Brooks, 2018).

Karaktäriseringsfaktorerna i cSAR lämpar sig väl för livscykelanalyser och är allmänt accepterade som en metod för att lokalisera risker för den biologiska mångfalden, men inte för beslutsfattande i fin skala (de Baan et al. 2013; Frischknecht et al. 2016; Gaudreault et al. 2020). En viktig egenskap hos metoden är att den inte bara tar hänsyn till nuvarande förluster av arter, utan också till fördröjningen mellan habitatförlust och utrotning; den räknar alltså ut de förluster som förväntas i framtiden för arter vars förlust av habitat gör dem ”förutbestämda” till utrotning (Kastner et al. 2021). Den här metoden har antagits inom ramen för

livscykelanalysen LC-IMPACT (Verones et al. 2020) och tillämpats i EXIOBASE (Bjelle et al., 2021) och även inom Stockholm Environment Institute (SEI) modell för input-output handelsanalys (IOTA) i dess tillämpning som ”experimentell statistik” för den brittiska regeringen, vilket nämns i kapitel 2 (Croft et al. 2021; <https://commodityfootprints.earth/>).

Alternativt kan man använda mått på ”artrikedom”. Dessa baseras på artpopulationer (snarare än artrikedom) och bygger på lokala uppgifter om artrikedom som är förknippade med en viss typ av markanvändning för att härleda effekterna från framtida förändringar av marktäckeanvändningen (Molotoks et al. 2020). Måtten för artrikedom räknar antalet individer av varje art. Exempel på detta är Biodiversity Intactness Index, som uppskattar hur förändringar i markanvändningen påverkar intaktheten hos artpopulationer i förhållande till ostörda ekosystem (Newbold et al. 2016; Scholes & Biggs, 2005) och det liknande indexet Mean Species Abundance (Alkemade et al. 2009).

## Modeller för artfördelning

Där produktionsområden kan kartläggas är en konceptuellt enkel och intuitiv metod för att bedöma hur produktionens markanvändning påverkar den biologiska mångfalden, att ta hänsyn till de artområden som överlappar produktionsområdet. Enklast av allt är att använda kartor över arters utbredningsområden (förekomstområden; som avgränsar omfattningen av arters kända, lokala utbredning) för att räkna antalet polygoner av arters utbredningsområden som överlappar ett produktionsområde. Även om det är rumsligt grovt, så kureras och underhålls omfattande data om fåglar, amfibier och däggdjur, som tillsammans representerar över 23 000 taxa (BirdLife International, 2021; IUCN:s röda lista över hotade arter<sup>28</sup>). Dessa data har använts – på ett mycket enkelt sätt och i kombination med spatialiserade kartor över jordbrukets utbredning – för att utveckla ett ”artheftar”-mått för biodiversitetsrisk, som tillämpats i SEI:s IOTA-modell i dess användning som ”experimentell statistik” för den brittiska regeringen (Croft et al. 2021; <https://commodityfootprints.earth/>).

Ett liknande tillvägagångssätt används av Kitzes et al. (2017), som beräknar ett mått för ”ockuperade fågelområden”, där fågelarters överlappande utbredningsområden summeras för att få fram en uppskattning av den biologiska mångfalden i ett relativt oförändrat tillstånd. Istället för att överlagra dessa med kartor över växtproduktion använder de istället kartlagda värden av mänskligt tillägnad netto-primärproduktivitet, som ett proxyvärde för omfattningen av habitatomvandling, för att förmedla dessa värden. Även om tillvägagångssättet är relativt enkelt, är en viktig fördel med detta att det är mer känsligt för påverkan än vad ett mått på utrotning av arter är, vilket potentiellt sett gör det möjligt att identifiera och åtgärda risker tidigare (Kitzes et al. 2017).

I en studie av de Baan et al. (2015) användes modeller för habitatlämplighet för olika däggdjursarter. De beaktade de potentiella effekterna av markanvändning på enskilda arter för att beräkna habitatyta, som sedan viktades sett till artens bevarandestatus och sällsynthet sett till utbredningsområdets storlek. Liksom för Chaudhary et al. (2015) ”dubbelräknar” dock modellen sårbarheten när begränsad

---

<sup>28</sup> Version 2021-2: <https://www.iucnredlist.org/>

utbredningsstorlek används först av IUCN för att bedöma hotnivån och sedan på nytt i dessa analyser för att beräkna den andel av artens utbredningsområde som faller inom bedömningsenheten. Arbetet beskrev effekterna av tre stora exportgrödor, men gjorde ingen koppling till databaser för handel och konsumtion.

Ett liknande mått har utvecklats av Durán et al. (2020), som mäter effekter utifrån uppskattningar av historiska och nuvarande habitatområden (AoH). Denna metod vidareutvecklar tidigare arbeten genom att den gör det möjligt att bedöma artspecifika effekter och ger större vikt åt arter som har drabbats av större historisk habitatförlust och åt de delar av AoH som uppfyller olika behov (t.ex. häckning, migration, övervintringsplatser). Dess explicita spatiala egenskaper gör det möjligt att tillskriva effekter till markomvandling för särskilda råvarugrödor, och den har använts för att uppskatta effekter på arter av internationell handel med sojabönor genom hybridiserad MRIO-analys (Green et al. 2019). Mair et al. (2021) har också nyligen utvecklat måttet "species threat abatement and restoration", som även om det ännu inte har tillämpats när det gäller fotavtryck verkar vara lovande (se även avsnitt 3.5 om framtida utveckling).

Det har gjorts stora framsteg på flera fronter och i slutändan finns det inget "bästa" alternativ; vilken mätmetod som är lämpligast kommer alltid att bero på sammanhanget. Multipla perspektiv ger en mer omfattande bild av effekterna (Crenna et al. 2020; Marques et al. 2021). Den biologiska mångfaldens spatiala heterogenitet innebär inte bara att dess absoluta värde kommer att variera från plats till plats – vissa områden är "rikare" eller har ett större överflöd av flora och fauna – utan också att dess sammansättning kommer att skilja sig åt, vilket innebär att vissa områden kommer att vara mer "oersättningsbara" än andra på grund av de arter (eller andra egenskaper) som de innehåller (Baisero et al. 2021). Detta är en viktig aspekt, och då särskilt för att minimera artutrotning, eftersom det inte bara identifierar områden med hög biologisk mångfald, utan även områden med unik biologisk mångfald.



Tabell 5: Urval av studier som använder en multiregional input-output metod för att kvantifiera den roll som handeln med jordbruksråvaror har när det gäller att driva på förlusten av biologisk mångfald. Omarbetad från Kastner et al. (2021).

Exempel	Täckning			Metod	Förlust av biologisk mångfald inbäddad i handel
	Tid	Geografisk	Råvara		
Lenzen et al. 2012	2000	187 länder	15 909 sektorer <sup>a</sup>	Attribuering av <i>biodiversitetshot</i> till industrisektorer	<ul style="list-style-type: none"> <li>biodiversitetshot används som en proxy för effekterna på biodiversitet</li> <li>30 % av globala arthoten orsakad av internationell handel</li> </ul>
Chaudhary & Kastner, 2016	2011	184 länder	179 grödor	<i>Landskap arter-areal relationen</i> (cSAR) till relaterad markanvändning och påverkan på artrikedom	<ul style="list-style-type: none"> <li>regionala och globala effekter på biodiversitet mätt som potentiella artutrotningar</li> <li>17 % av den globala biodiversitetförlusten orsakad av internationell handel</li> </ul>
Kitzes et al. 2017	2007	129 regioner	57 sektorer	<i>Fågelutbredningsområden och fågeltätheter</i> kopplade till en karta över mänsklig tillägnelse av primärproduktivitet (HANPP) och en karta över markanvändning	<ul style="list-style-type: none"> <li>påverkan mätt som ockuperade fågelområden och saknade enskilda fåglar</li> <li>23 % av ockuperade fågelområden och fåglar som saknas orsakat av internationell handel</li> </ul>
Wilting et al. 2017	2007	45 regioner	48 sektorer	Förlust av <i>genomsnittlig artrikedom</i> (MSA) på grund av markanvändning, urban infrastruktur, vägar och klimatförändringar	<ul style="list-style-type: none"> <li>effekter på biodiversitet kvantifierade som förlust av MSA</li> <li>16 % av MSA förlust orsakad av internationell handel</li> </ul>
Chaudhary & Brooks, 2019	2007	129 regioner	Fyra typer av markanvändning (jordbruk, betesmark, tätort, skogsbruk)	<i>cSAR</i> för relaterad areal för markanvändning och effekter på artrikedomen	<ul style="list-style-type: none"> <li>prognostiserat globalt artutdöende</li> <li>25 % av globala artutdöendet orsakad av internationell handel</li> </ul>
Green et al. 2019	2000–2011	Brasilien (Cerrado)	Soja	Kartor över sojautbredning kopplade till <i>modeller för lämpliga livsmiljöer</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>påverkan beräknad som en "bevarandepoäng" som fångar den icke-linjära kumulativa effekten av historisk habitatförlust på en arts lokala fortbestånd</li> </ul>
Marques et al. 2019	2000–2011	49 regioner	200 produkter	<i>cSAR</i> för relaterad areal för markanvändning och effekter på artrikedomen för fåglar	<ul style="list-style-type: none"> <li>globala effekter på biodiversitet mätt som potentiella utrotningar av fågelarter</li> <li>22 % av potentiella utrotningar orsakad av internationell handel år 2000 och 25 % år 2011</li> </ul>
Wilting et al. 2021	2010	162 EU regioner, 14 andra länder /regioner	18 sektorer	Förlust i <i>MSA</i> orsakad av markanvändning, urban infrastruktur, vägar, fragmentering och klimatförändringar	<ul style="list-style-type: none"> <li>effekter på biodiversitet kvantifierade som förlust av MSA</li> </ul>
Bjelle et al. 2021	1995–2015	214 länder	200 sektorer	LC-IMPACT-karaktäriseringsfaktorer för påverkan på biodiversitet från markanvändning (baserat på <i>cSAR</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>effekter på biodiversitet kvantifierade som potentiellt försvunnen andel arter</li> <li>19 % av globala potentiellt försvunna andelen arter är orsakad av internationell handel 1995 och 33 % 2015</li> </ul>
Croft et al. 2021*	2005–2017	44 länder och 5 resten av världen regioner	162 grödor /grödogrupper	IOTA (hybridiserad MRIO) för att modellera effekterna på slutkonsumtion. <i>cSAR</i> och kartor över <i>arters utbredning</i> (överlagrade med råvarukartor)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Artrikedomsviktade hektar beräknade genom att överlagra och summera kartlagda artområden mot hektar av grödor</li> <li>Land- och grödospecifik cSAR-metod har också implementerats (från Chaudhary &amp; Kastner, 2016)</li> </ul>
Cabernard & Pfister, 2021 <sup>b</sup>	1995–2015	189 länder	163 sektorer	Tillhandahålla en metod för att kombinera information från MRIO-metoder för att behålla den höga sektorspecificiteten hos EXIOBASE3, men öka den spatiala specificiteten genom att addera Eora26	<ul style="list-style-type: none"> <li>Högre upplösning ökar EU:s fotavtryck för vattenstress och biodiversitetsförlust med upp till 20 %</li> <li>En tredjedel av EU:s biodiversitetsfotavtryck framkallas av länder som aggregerats till resten av världen-regioner i EXIOBASE3</li> </ul>

<sup>a</sup> Observera att vissa sektorer är "likvärdiga", eftersom olika klassificeringar används i olika länder men beräknas separat.

<sup>b</sup> Observera att denna studie nyligen har publicerats och därför inte ingick i den ursprungliga granskningen av Kastner et al. (2021).

# Bilaga 3: Spatialisering och specificitet

I synnerhet biologisk mångfald är mycket rumsligt heterogen, och en av de viktigaste förutsättningarna för att metoder för fotavtryck ska få till en korrekt representation av effekterna på den biologiska mångfalden är spatialisering av datamängder. Hög rumslig upplösning för att förstå hur effekterna på den biologiska mångfalden fördelas över ett produktionslandskap är avgörande, men saknas trots detta eller är begränsad i många bedömningar (Cabernard & Pfister, 2021). Denna spatialisering och påverkanssituation i ett landskap underlättas i flera steg genom att bland annat:

- disaggregera ”resten av världen”-regioner i de länder som ingår i dem i konsumtionsbaserade redovisningsmodeller (Cabernard & Pfister, 2021)
- öka förfiningen i representationen av sektorer – antingen genom att öka antalet sektorer i modellen eller genom att koppla sektorer till de varor som de representerar (Croft et al. 2018; Moran et al. 2016)
- använda helt fysiska MRIO-ekvivalenta modeller (t.ex. FABIO-modellen; Bruckner et al. 2019) eller hybridiserade MRIO-modeller, där information om fysisk produktion och handel med råvaror antingen kompletteras eller ersätter information om finansiella transaktioner som erbjuds av traditionella MRIO-ansatser (Bruckner et al. 2015; Croft et al. 2018, 2021)
- förfina uppströmsförbindelserna i modeller för försörjningskedjor för att skapa kopplingar till subnationella produktionsområden (Croft et al. 2018; Godar et al. 2015)
- använda kartor över råvaruproduktion och -expansion för att förfina den spatiala omfattningen av förväntade effekter (Croft et al. 2021; Durán et al. 2020; Green et al. 2020).

# Bilaga 4: Sea Around Us-data

Databasen Sea Around Us (SAU) kompletterar officiellt rapporterad statistik med interpolerade uppskattningar från andra källor i ett försök att spegla hela bilden av fångstfiskets exploatering: premisen att det är värre att sätta ett nollvärde för fångsterna i dåligt dokumenterat fiske än att uppskatta dessa fångster, även om uppskattningen är grov. Detta implementeras genom en procedur uppdelad i sex steg: 1) Baseline-tidsserier av fångster sammanställs från FAO:s officiella register, Internationella havsforskningsrådet och nationella uppgifter; 2) Sektorer som inte täcks identifieras genom litteratursökning och expertkonsultationer; 3) Källor för saknade data identifieras genom sökningar; 4) Ankringspunkter för data utvecklas för varje saknad datakomponent; 5) Interpolation sker mellan dessa ankringspunkter; 6) En resulterande tidsserie sammanställs av de rapporterade fångsterna i steg 1 och resultatet från steg 5. Uppskattningar av använda redskap erhålls från SAU genom en kombination av data från steg 1 och data som sammanställs genom expertmedverkan och granskning i steg 2–5.

I PRINCE 2 använder vi, för att koppla ihop redskapstyp med den utnyttjade (landade) komponenten av fångstfiske, uppgifter om fångstmetod (redskapstyp) från den *rapporterade* delen i databasen Sea Around Us. Dessa uppgifter används för att definiera – för varje dokumenterad art (eller artgrupp), fiskeenhet och år – fördelningen av den totala fångsten av arten per fångstmetod.

Processen för att konstruera indikatorn för redskapstyp för landad (endast rapporterad) vikt är som följande för varje år i tidserien och för varje fiskeenhet (land):

- Aggregera SAU-data för den exklusiva ekonomiska zonen och fiskeområden på öppet hav för att få fram den totala fångsten för varje art/artgrupp.
- Fastställ vilka arter/artgrupper i FAO:s FSJ-register som kan matchas med SAU per fiskeenhet. I de fall där det inte finns någon direkt matchning på art-nivå har en konkordanslista tagits fram som gör det möjligt att matcha mellan poster (se även Begränsningar, avsnitt 6.2.4).
- Beräkna för varje matchad post hur stor andel av den totala fångsten som utgörs av varje fiskeredskap genom att dividera SAU-fångsten per redskap med den totala fångsten.
- Multiplicera motsvarande landningsstatistik från FAO med dessa andelar för att få fram uppskattningar av FAO massa per redskapstyp.

Sea Around Us ger också uppskattningar av utkast (se Zeller et al. 2018) – den oanvända delen av fiskefångstverksamhet – som huvudsakligen kommer från industriellt fiske. Vid konstruktionen av SAU-datasetet tillämpas en redskapsspecifik utkastfrekvens på landningar (av alla taxa) av särskilda redskap för att beräkna den totala mängden utkast per redskap. En taxonomisk uppdelning av de totala utkasterna per redskapstyp görs sedan för att särskilja de arter som beräknas ha kastats överbord, i relation till redskapstypen. Detta innebär att uppskattningarna av utkast är kopplade till den redskapstyp som används och inte till arten som fisket riktas mot.

Uppskattningar av utkast för olika redskapstyper kräver att man beräknar omräkningsfaktorn mellan de totala fångsterna per redskap (både orapporterade och rapporterade delar av fångsterna används för att uppskatta utkastmängderna i SAU-databasen) och de tillhörande utkasten. För att uppnå detta för varje år och fiskeenhet:

1. De uppskattade utkasterna per redskap summeras för alla arter/artgrupper (se även avsnitt 6.2.4 i huvudrapporten).
2. De totala rapporterade och orapporterade landningarna per redskap summeras för alla arter/artgrupper.
3. Summerade utkast divideras sedan med summerade fångster för att få fram en redskapsspecifik utkastfrekvens.

Denna utkastfrekvens kan sedan multipliceras med de fångster som är förknippade med respektive redskapstyp i den tidigare sammanställda FAO-databasen för utökade redskapstyper, för att uppskatta de totala utkasterna som sker i samband med varje fångstverksamhet.

De uppskattningar av fångstmetod och utkast som sammanställs är – inom vår miljöindikator – kopplade till fångstinformation från FishStat som kan tilldelas lämpligt land eller region inom sektorn (05) ”Fiske, driften av fiskkläckeri och fiskodlingar; serviceverksamhet i samband med fiske.” Inputdata utarbetades för varje år mellan 1995 och 2018.

# Bilaga 5: Bedömning av de direkta konsekvenserna av vattenbruksproduktion

I vår kartläggning av miljöpåverkan relaterad till vattenbruk var vi intresserade av att bedöma tillgången på data som kan stödja bedömningar av jordbruksproduktionens direkta påverkan; det vill säga den platsbundna påverkan som uppstår vid odling av fisk och andra arter i slutna förvaltade system.

Livscykelbedömning (LCA) av vattenbruk erbjuder en bra plattform för att förstå hur miljöeffekter har konceptualiserats och införlivats i produktionssystemens konsekvensbedömningar. I en relativt ny genomgång av 65 LCA-studier (Bohnes et al. 2019) framkommer att medan foderproduktionen för med sig flest negativa effekter kopplade till klimatförändringarna, som försurning, energianvändning och hög nettoprimärproduktion, så är det eutrofiering som är en av de viktigaste källorna till oro när det gäller själva odlingsprocessen. Översynen visade också att olika vattenbrukssystem och teknikkomponenter kan föra med sig väldigt olika miljöpåverkan, vilket understryker behovet av att förstå dessa mer detaljerat när man försöker fastställa hur påverkan från källregioner kan variera inom konsumtionsprofiler.

Bohnes et al. (2019) identifierar i sin granskning viktiga bias i de underliggande studierna när det gäller de geografiska och arts specifika bidragen till den globala vattenbruksproduktionen. Ungefär 50 % av LCA-studierna är kopplade till europeiska vattenbrukssystem, som bara utgör 3 % av den globala produktionen. Omvänt står vattenbrukssystemen i Asien för 90 % av den globala produktionen, men endast i 24 % av studierna. På samma sätt har 42 % av studierna fokuserat på diadroma fiskarter (t.ex. laxfiskar), som endast står för 7 % av den globala produktionen. Söt-vattensystemen står för 60 % av den globala produktionen, men förekommer endast i en fjärdedel av studierna. Som ett resultat av detta – och med tanke på att tekniken varierar kraftigt geografiskt – är det osannolikt att de granskade studierna är representativa för det spektrum av miljöeffekter som kan uppstå internationellt.

I granskningen dras dock några viktiga allmänna slutsatser utifrån de studier som ingår. Framför allt tycks de använda odlingsteknikerna påverka alla berörda konsekvenskategorier (klimatförändring, eutrofiering, försurning, energibehov, vattenberoende, användning av nettoprimärproduktion) förutom försurning, och foderomvandlingskvoten (FCR) ser ut att ha betydelse för klimatförändringen, eutrofieringen och energibehovet. FCR återspeglar den mängd foder som behövs per enhet av djurets viktökning, med kväve- och fosforutsläpp från ej uppätet foder, och fiskfekalier, vilket resulterar i eutrofiering, som identifieras som en kritisk komponent för hållbarheten hos vattenbruk. FCR påverkas av fodersammansättningen, den använda tekniken, fiskarterna och dödligheten vid anläggningen (Pelletier et al. 2009). Även om fiskarten som skördas påverkar effekterna, noterar författarna att andra parametrar också kan förändra resultaten av effekterna, eftersom arternas behov kan variera mellan olika länder och tekniker.

Slutligen, grova uppskattningar av FCR (eller liknande mått) kan sannolikt erhållas för brett spektrum av vattenbrukssystem, vilket fortfarande kan vara till viss nytta för att förstå det totala fotavtrycket från konsumtionen av vattenbruksprodukter. Fry et al. (2018) tillhandahåller exempelvis intervall för FCR för en rad olika odlade artgrupper. Verdegem (2013) drar också slutsatsen att förhållandet mellan tillförsel av näringsämnen (foder) och utvinning (skörd) kan vara mycket högre i sötvattens-akvakulturer jämfört med marina och brackvattenmiljöer, där skörd av blötdjur och vattenväxter ofta leder till negativ näringsbelastning (mer skördas än vad som tillförs) i motsats till fenfisk och kräftdjur som leder till nettonäringsbelastning.

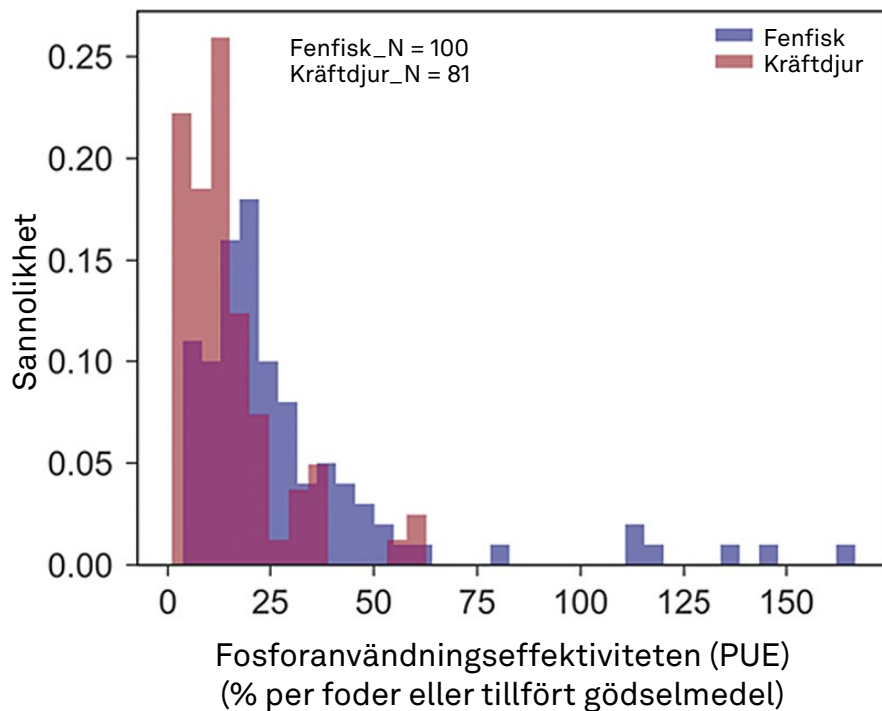
Bohnes et al. (2018) betonar också vikten av att utveckla nationella eller sektorsvisa studier för att öka förståelsen kring vattenbruks hållbarhet. Av de 65 LCA-studier som granskades antog bara sex stycken ett landsomfattande perspektiv, och endast fyra fokuserade på en hel sektor. Författarna framhåller att LCA-metoderna, som traditionellt sett har tillämpats på produktnivå, inte alltid är direkt tillämpliga på storskaliga system; ytterligare forskning krävs för att göra det möjligt att genomföra sådana studier.

En ny intressant LCA-inspirerad studie i nationell skala finns numera för Frankrike (Lucas et al. 2021). Författarna till studien byggde först upp en ”ursprunglig databas över ursprunget för fiskeri- och vattenbruksprodukter” och använde sedan data från FAO:s FishStat för fransk produktion och handelsdata från Eurostat för import och export av fiskeriprodukter, och korrigerade sedan manuellt baserat på expertkunskap och litteratur. Den ”ursprungliga” databasen matchades sedan med tre miljöindikatorer (klimatförändringar, eutrofiering och energibehov). Eutrofieringspotentialen (kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>ekv./ton) tar hänsyn till utsläppen av reaktivt kväve och fosfor i produktionsekosystemen. Karakteriseringsfaktorer för eutrofiering, växthusgaser och energianvändning sammanställdes från över 20 källor, men databasen med dessa faktorer verkar inte vara allmänt tillgänglig. Resultaten från denna studie visar dock genomsnittlig påverkan på global nivå per artgrupp (se tabell 6).

**Tabell 6: Uppskattningar av klimat-, eutrofierings- och energirelaterade indikatorer på global nivå för olika vattenbruksproduktionssystem. Hämtat från Lucas et al. (2021).**

Globala miljöindikatorer (/ton levande vikt)			
	kg CO <sub>2</sub> ekv.	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ekv.	MJ
Demersala och bentiska	2 368	8	27,961
Skaldjur	545	1	10,414
Pelagisk	1 155	3	17,917
Laxfiskar	2 143	48	33,283
Räkor	10,344	78	34,446
Kräftdjur (exkl. räkor)	10,315	34	132,906
Sötvattensfisk	5 370	33	19,731
Bläckfiskar	6 094	14	47,953
Havsabborre och guldbraxen	2 909	65	45,147
Totalt	2 622	18	26,599

I en annan aktuell studie har Huang et al. (2020) försökt kartlägga den globala spatialt fördelade användningen och utnyttjandet av fosfor (P) genom att sammanställa ett dataset med uppgifter om fosforanvändningseffektiviteten (PUE) för olika arter som odlas på utvalda platser och i utvalda miljöer (havs- och sötvatten, odlade och fångade arter). Uppskattningar av PUE-systemnivån på vattenbruksanläggningar (definierat som P skördad via fiskbiomassa dividerat med P tillfört via foder och gödsel) har sammanställts för ett representativt urval av anläggningstyper, totalt ingick 168 "odlingssystem" (baserat på 96 referentgranskade publikationer). PUE-värdena varierar stort (1–167 %; se figur 19) och är kopplade till olika typer av vattenbrukssystem, damm-, tank-, bur-, recirkulerings- och genomströmningssystem, i Australien, Bangladesh, Brasilien, Kina, Tjeckien, Frankrike, Honduras, Indien, Irland, Israel, Madagaskar, Mexiko, Polen, Saudiarabien, Sverige, Thailand, USA, Vietnam och Tjeckien. Även om denna databas inte är globalt heltäckande skulle man genom ytterligare utökad arbete kunna fastställa huruvida uppskattningar av PUE kan tillämpas på FAO:s fiskeinformation inom ramen för en konsumtionsbaserad redovisning.



Figur 19: Fördelning av fosforanvändningseffektiviteten på odlingssystemnivå, uppdelat på fenfisk- och kräftdjurssystem. Från Huang et al. (2020) supplementary information.

# Bilaga 6: Lista över förkortningar

CPA	Classification of Products by Activity (a European standard statistical classification)
cSAR	countryside species-area relationship
EEIO	environmentally extended input-output
EMA	European Medicines Agency
ESVAC	European Surveillance of Veterinary Antimicrobial Consumption
FAO	Food and Agriculture Organization
FCR	feed conversion ratio
FSJ	FishStatJ
GSBPM	Generic Statistical Business Process Model
HCP	hazardous chemical products
IOTA	input-output trade analysis framework
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LCA	life cycle assessment
MRIO	multiregional input-output
PRINCE	Policy Relevant Indicators for National Consumption and Environment
PUE	phosphorus use efficiency
SAU	Sea Around Us
WULCA	Water Use in Life Cycle Assessment working group



# Bilaga 7: Referentgranskade vetenskapliga publikationer från PRINCE 1

- Cederberg, C., Persson, U. M., Schmidt, S., Hedenus, F., & Wood, R. (2019). Beyond the borders: Burdens of Swedish food consumption due to agrochemicals, greenhouse gases and land-use change. *Journal of Cleaner Production*, 214, 644–652. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.313> (open access)
- Croft, S. A., West, C. D., & Green, J. M. H. (2018). Capturing the heterogeneity of sub-national production in global trade flows. *Journal of Cleaner Production*, 203, 1106–1118. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.267> (open access)
- Dawkins, E., Moran, D., Palm, V., Wood, R., & Björk, I. (2019). The Swedish footprint: A multi-model comparison. *Journal of Cleaner Production*, 209, 1578–1592. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.023>
- de Boer, B. F., Rodrigues, J. F. D., & Tukker, A. (2019). Modeling reductions in the environmental footprints embodied in European Union's imports through source shifting. *Ecological Economics*, 164, 106300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.012>
- Fauré, E., Dawkins, E., Wood, R., Finnveden, G., Palm, V., Persson, L., & Schmidt, S. (2019). Environmental pressure from Swedish consumption: The largest contributing producer countries, products and services. *Journal of Cleaner Production*, 231, 698–713. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.148>
- Joyce, P. J., Finnveden, G., Håkansson, C., & Wood, R. (2019). A multi-impact analysis of changing ICT consumption patterns for Sweden and the EU: Indirect rebound effects and evidence of decoupling. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1154–1161. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.207>
- Moran, D., Wood, R., & Rodrigues, J. F. D. (2018). A note on the magnitude of the feedback effect in environmentally extended multi-region input-output tables. *Journal of Industrial Ecology*, 22(3), 532–539. <https://doi.org/10.1111/jiec.12658>
- Nordborg, M., Arvidsson, R., Finnveden, G., Cederberg, C., Sorme, L. Palm, V., Stamy, K., & Molander, S. (2017). Updated indicators of Swedish national human toxicity and ecotoxicity footprints using USEtox 2.01. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 110–114. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.08.004>
- Palm, V., Wood, R., Berglund, M., Dawkins, E., Finnveden, G., Schmidt, S., & Steinbach, N. (2019). Environmental pressures from Swedish consumption: A hybrid multi-regional input-output approach. *Journal of Cleaner Production*, 228, 634–644. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.181>

Pendrill, F., Persson, U. M., Godar, J., Kastner, T., Moran, D., Schmidt, S., & Wood, R. (2019). Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. *Global Environmental Change*, 56(May 2019), 1–10.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002> (open access)

Persson, L., Arvidsson, R., Berglund, M., Cederberg, C., Finnveden, G., Palm, V., Sörme, L., Schmidt, S., & Wood, R. (2019). Indicators for national consumption-based accounting of chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 215, 1–12.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.294>

Schim van der Loeff, W., Godar, J., & Prakash, V. (2018). A spatially explicit data-driven approach to calculating commodity-specific shipping emissions per vessel. *Journal of Cleaner Production*, 205, 895–908.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.053> (open access)

Schmidt, S., Södersten, C.-J., Wiebe, K., Simas, M., Palm, V., & Wood, R. (2019). Understanding GHG emissions from Swedish consumption: Current challenges in reaching the generational goal. *Journal of Cleaner Production*, 212, 428–437.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.060>

Sörme, L., Palm, V., & Finnveden, G. (2016). Using E-PRTR data on point source emissions to air and water: First steps towards a national chemical footprint. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 102–112.  
<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.09.007>

West, C. D., Hobbs, E., Croft, S. A., Green, J. M. H., Schmidt, S. Y., & Wood, R. (2019). Improving consumption-based accounting for global capture fisheries. *Journal of Cleaner Production*, 212, 1396–1408. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.298>

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Nya metoder och miljöindikatorer för att stödja policy för hållbar konsumtion i Sverige

## Slutrapport – PRINCE fas 2

Den andra fasen av PRINCE-projektet har sammanfattat och byggt vidare på resultaten från den första fasen av projektet. PRINCE har redan påverkat viktiga policyprocesser, som utredningen av ett mål för konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp i Sverige, utvecklingen av data för som ska följa upp Storbritanniens 25-åriga miljöplan och bidragit till att stödja utvecklingen av en avskogningsstrategi för Europeiska unionen.

Gapanalyserna i den andra fasen av Prince har gett experimentella tidsserier för konsumtionsbaserade indikatorer för avskogningsrelaterade utsläpp av växthusgaser, veterinära antibiotika och bekämpningsmedel, som bedöms uppfylla kriterierna för officiell statistik. Under den andra fasen utvecklades dessutom liknande experimentella tidsserier för användning av farliga kemiska produkter, biologisk mångfald och fiske, som kräver ytterligare metodutveckling innan de kan användas i officiell statistik.

Det finns fortfarande potential för ökad policyanvändning för konsumtionsbaserade metoder.

Forskningen har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.