



SWEDISH
ENVIRONMENTAL
PROTECTION
AGENCY

SKRIVELSE
2025-12-18

Ärendenummer:
NV-01705-24

Avfallsförbränning och deponering i EU:s utsläppshandelssystem

Fördelar och nackdelar

Innehåll

SAMMANFATTNING	4
1. INLEDNINGEN	8
1.1 Bakgrund – avfallsförbränning, avfallsflöden och utsläpp	9
1.2 Rapportens upplägg och metod	10
2. EU-REGLER FÖR AVFALLSHANTERING	11
3. AVFALLSFÖRBRÄNNING – ERFARENHETER OCH AVVÄGNINGAR	13
3.1 Sveriges erfarenheter	13
3.2 Farligt respektive kommunalt avfall – undantagen behöver minskas	15
3.3 CCUS och annan överföring av koldioxid	16
3.4 Avfallsförbränning med CCUS och taxonomin	18
3.5 Avfallsförbränning i EU ETS ökar risken för illegal hantering	18
4. DEPONIER – AVVÄGNINGAR	20
4.1 Avfallsförbränning eller deponering ur växthusgasutsläppsperspektiv	20
4.2 Incitament för minskade utsläpp genom att inkludera deponering i EU ETS	21
4.3 Andra alternativ – Sveriges erfarenheter	24
5. STYRMEDELSANALYS	27
5.1 Grundscenario	28
5.2 Scenario – avfallsförbränning i ETS	30
5.3 Scenario – avfallsförbränning i ETS och deponiförbud	31
5.4 Scenario – avfallsförbränning och deponering i ETS	32
5.5 Scenario – avfallsförbränning och deponering med höga schabloner i ETS	34
5.6 Sammanfattande iakttagelser	35
6. KÄLLFÖRTECKNING	40

Sammanfattning

I denna rapport analyserar Naturvårdsverket för- och nackdelar med att inkludera avfallsförbränningsanläggningar och ny deponering i EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS), med syftet att minska utsläppen av växthusgaser på EU-nivå och få en större förenlighet med EU:s avfallshierarki. Bakgrunden är den översyn av EU ETS som ska presenteras 2026, där EU-kommissionen bland annat ska bedöma om avfallsförbränningsanläggningar bör inkluderas från 2028.

I rapporten har vi analyserat ett antal styrmedelspaket för att på ett tydligt sätt kunna exemplifiera och belysa möjliga effekter av olika vägval och hur växthusgasutsläppen från avfallshanteringen ska kunna minska och samtidigt vara förenlig med EU:s avfallshierarki. Analysen har gjorts utifrån tre kriterier (i) klimat- och miljönytta, (ii) kostnadseffektivitet och (iii) genomförbarhet.

En central del av analysen har också varit att beskriva och sammanfatta svenska erfarenheter av att ha inkluderat avfallsförbränning i EU ETS och att ha infört ett förbud mot deponering av organiskt och brännbart avfall.

Att inte göra någonting är inget alternativ och marknadsvillkoren behöver jämnas ut

Att inte göra någonting är inget alternativ om incitament ska skapas för att minska avfallshanteringens utsläpp av växthusgaser. Dagens EU-styrning, som i huvudsak innebär att medlemsstaterna själva ansvarar för att hantera utsläppen från avfallssektorn är inte tillräcklig för att utsläppen ska minska i den takt som krävs för att EU ska kunna nå nettonollutsläpp till 2050. Hur avfallet hanteras varierar också betydligt mellan EU-länderna. I vissa länder dominerar avfallsförbränning, vilket leder till högre CO₂-utsläpp men relativt låga metanutsläpp från deponier. I andra länder är deponering den vanligaste metoden, vilket ger lägre utsläpp från förbränning men i stället högre metanutsläpp. Utsläppen från avfallsförbränning i EU uppgår till drygt 40 Mton CO₂-ekvivalenter per år och från deponier tillkommer ytterligare ca. 75 Mton CO₂-ekvivalenter.

Ett problem med nuvarande ordning är att avfallsförbränningsanläggningar i de länder som har valt att inkludera dessa i EU ETS kommer ha svårt att konkurrera med deponering eller mindre energieffektiv förbränning i länder där utsläppen inte prissätts. När priset på utsläppsätter stiger ökar denna konkurrensnackdel, vilket i förlängningen kan innebära att planerade investeringar i exempelvis mekanisk återvinning, eftersorteringsanläggningar eller CCUS inte genomförs, dvs. investeringar som behövs för att EU ska kunna nå nettonollutsläpp till 2050. En inkludering av avfallsförbränning i EU ETS motiveras därför också av behovet av att säkerställa likvärdiga konkurrensvillkor för alla anläggningar, oavsett medlemsstat. Om dessa villkor inte jämnas ut finns en risk att avfall transporteras onödigt långa sträckor för att undvika utsläppskostnader, eller att vissa länder avstår från att ta emot blandat avfall trots att de har anläggningar som effektivt skulle kunna behandla det.

Vår bedömning är att marknadsvillkoren, och därmed styrmedlen, för avfallshantering i EU behöver harmoniseras för att avfall ska kunna hanteras effektivt och i linje med avfallshierarkin.

Det behövs styrmedel högre upp i värdekedjan som minskar plastens miljö- och klimatpåverkan

Merparten av utsläppen från avfallsförbränningsanläggningar härstammar från förbränning av fossil plast. För att minska dessa utsläpp vore det mest effektivt med styrmedel som innebär att den aktör som sätter plasten på marknaden bär kostnaden för alla utsläpp, inklusive de i avfallsledet, samt styrmedel som främjar den EU-gemensamma avfallshierarkin, såsom förebyggande åtgärder, ökad återanvändning och materialåtervinning.

En central utmaning med att inkludera avfallsförbränning i EU ETS är att utsläppskostnaderna endast i begränsad utsträckning förs vidare uppströms i värdekedjan. Detta innebär att den aktör som skapar problemet inte behöver bära kostnaden för utsläppen som uppstår i avfallshanteringen. Detta är problematiskt, inte minst eftersom utsläppsrättskostnaden för svensk avfallsförbränning utgör 10–20 procent av rörelsekostnaden redan i dag och med allt högre utsläppsrättspriser riskerar verksamheter bli olönsamma. Detta ökar dessutom risken för illegal avfallshantering eller export av plastavfall utanför EU. Om det finns styrmedel som leder till att kostnaden för att utsläpp från avfallsförbränning i stället hamnar på konsumentprodukter skulle prispåslaget på dessa produkter generellt bara vara marginellt. Detta innebär att en inkludering av avfallsförbränning i EU ETS skulle behöva kompletteras med andra styrmedel med tiden.

Att inkludera avfallsförbränning och deponering i EU ETS kan vara en del av lösningen

Sveriges erfarenheter visar att inkludering av avfallsenergianläggningar i EU ETS har fungerat som ett viktigt komplement i avfallsledet. Det har skapat starkare incitament att minska utsläppen från förbränning av plast, bl.a. genom att flera avfallsenergianläggningar nu tillämpar differentierade avgifter baserat på avfallets plastandel, att flera anläggningar har gjort investeringar i eftersortering av plast samt att flera större avfallsenergianläggningar har omfattande planer på investeringar i CCUS. Dessa incitament har framför allt skapats de senaste åren när priset på utsläppsrätter ökat och graden av fri tilldelning minskat.

För att undvika risken att avfall i ökad utsträckning styrs mot deponi krävs dock kompletterande styrmedel som minskar utsläppen även från dessa. Det kan ske genom att EU beslutar att även deponering bör inkluderas i EU ETS eller genom att EU inför ett förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall.

Erfarenheten från Sverige är att avfallsförbränningsanläggningar kan inkluderas utifrån faktiska utsläppsvärden. Däremot visar vår analys att deponier, vid en inkludering i EU ETS, bör omfattas av höga schablonvärden som beaktar den betydligt större osäkerheten från dessa utsläpp. I grunden, utifrån EU:s avfallshierarki och vår sammanställning av forskningen, är det bara i väldigt unika

situationer som det kan vara bättre ur växthusgasutsläppssynpunkt att deponera avfall än att förbränna avfall med energiutvinning. Till skillnad mot ett deponiförbud kan en inkludering av deponering i EU ETS även skapa ekonomiska incitament för infångning och användning av deponigas.

Det finns fördelar med att både inkludera deponering i EU ETS och införa förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall i EU. Förbudet skulle t.ex. kunna möjliggöra att små deponier kan undantas från EU ETS, vilket skulle ge lägre administrativa kostnader samtidigt som det skapas incitament att fånga in deponigas från större deponier. Det skulle även möjliggöra att schablonerna som används för deponering på sikt skulle kunna ersättas med faktiska utsläppsvärden om mättekniken utvecklas utan att det skapas en risk att plastavfall hamnar på deponi. En öppning till att använda faktiska värden för deponering skulle kunna skapas i EU ETS och ge tydliga incitament för att vidareutveckla och förbättra metoder för mätning av utsläpp från deponier.

För att möjliggöra en mjukare övergång och öka acceptansen för att inkludera avfallsförbränningsanläggningar i EU ETS kan en initial fri tilldelning av utsläppsrätter behövas, med successiv utfasning. Detta skulle kunna motiveras dels av att anläggningarna hanterar ett samhällsviktigt avfallsproblem, dels av att det finns en reell risk för koldioxidläckage kopplat till avfallet som råvara. Till skillnad från annan el- och värmeproduktion som alltid behöver ske lokalt och inte kan importeras ifrån tredjeland (bortsett ifrån vissa gränsområden i vid EU:s yttre gräns), så finns det en risk att avfallet exporteras till tredjeland eller hanteras illegalt. Det kan därmed vara mer motiverat att avfallsförbränningsanläggningarna får ta del av högre fri tilldelning än övriga el- och värmeproducenter. För att uppnå detta kan det krävas att ett nytt riktmärke för avfallsförbränning införs.

För att säkerställa att en inkludering av avfallsförbränningsanläggningar i EU ETS ska fungera effektivt behöver även regelverk för hantering av farligt avfall ses över och utvecklas, liksom regelverket för CCUS. Avfallsförbränning med CCUS skulle också behöva klassas som en miljömässigt hållbar ekonomisk verksamhet enligt EU taxonomin, vilket inte är fallet idag.

Ytterligare en grundförutsättning för att avfallsförbränning och deponering ska kunna inkluderas i EU ETS på ett effektivt sätt är att riskerna för illegal hantering och/eller export av plastavfall utanför unionen hanteras. Detta skulle exempelvis kunna ske genom att det införs krav i producentansvaren för produkter som innehåller mycket plast på att de ska bära utsläppskostnaderna som uppstår vid avfallsförbränning.

Prissättning tidigare i värdekedjan är ett alternativ

Utsläppen från avfallshantering av plast kan också hanteras genom en avgift eller ett handelssystem (alternativt en skatt) som träffar fossilindustrin, eller produkter som innehåller plast utifrån plastens utsläpp i hela livscykeln samtidigt som det skapas tydliga mål för minskade växthusgasutsläpp från avfallsförbränning. Det kan vara politiskt utmanande att lägga kostnader direkt på produkter, men det är

värt att notera att EU sedan 2021 redan har en ”plastavgift” på 0,80 euro per kg för plastförpackningar som inte materialåtervinns.

Utöver att skapa intäkter till EU-budgeten syftar plastavgiften till att skapa incitament för ökad materialåtervinning och minskad mängd plast på marknaden. Den har dock hittills haft begränsad styrande effekt, eftersom många medlemsstater inte valt att införa någon motsvarande plastavgift utan bara betalat avgiften ur den egna statsbudgeten. Intäkterna från plastavgiften uppgår till drygt 7 miljarder euro per år, vilket är ungefär dubbelt så mycket mot vad intäkterna skulle bli om avfallsförbränningsanläggningar i EU skulle behöva betala ett utsläppsrättspris på 100 euro per ton CO₂.

Ett praktiskt möjligt alternativ, motiverat av att priset på plastprodukter inte speglar deras miljö- och klimatkostnader fullt ut över livscykeln, skulle därmed kunna vara att höja plastavgiften och eventuellt införa en avgift på andra produktströmmar som innehåller plast och som är svåra att materialåtervinna men administrativt enkla att följa. Intäkterna skulle i första hand kunna användas för att finansiera investeringar som möjliggör ökad återanvändning och plaståtervinning, och i andra hand för att möjliggöra CCS på avfallsförbränning. En plastavgift som genererar intäkter skulle även kunna kombineras med att avfallsförbränningsanläggningar och deponering inkluderas i EU ETS då detta effektivt skulle kunna motivera investeringar som behövs utan en ökad risk för illegal hantering eller export av plastavfall. Det är således ett alternativ till att inkludera krav i producentansvaren.

1. Inledningen

EU står inför stora miljö- och klimatutmaningar kopplat till sin avfallshantering, inte minst på grund av den växande mängden plast och blandat restavfall som både försvårar materialåtervinning och ger upphov till betydande fossila koldioxidutsläpp från avfallsförbränningsanläggningar. Trots framsteg i återvinningspolitiken består en stor del av avfallet av plast som inte kan eller inte lönar sig att återvinna eftersom kostnaderna för primär fossil plast är mycket lägre än alternativen. Mängden plastavfall väntas dessutom öka på sikt, både på grund av ökad efterfrågan på plastprodukter och omfattande investeringar i ny plastproduktion från fossilindustrin. Samtidigt är deponering fortfarande en vanlig behandlingsmetod i många medlemsstater. Deponering ger upphov till metanutsläpp vars ursprung är organiskt avfall, mycket plast i en deponi kan dock skapa sättningar i deponier som gör att mer metan läcker ut. Sammantaget minskar utsläppen från dessa avfallsprocesser inte i den takt som krävs för att EU ska nå målet om nettonollutsläpp 2050.

Hur medlemsstaterna i EU har valt att hantera utsläppen från avfallsförbränning och deponier varierar dessutom betydligt. Vissa länder, såsom Sverige, Danmark och Litauen, har valt att inkludera avfallsförbränningsanläggningar i EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS1, som vi i rapporten benämner bara EU ETS), medan exempelvis Tyskland har valt att behålla sektorn inom ansvarsfördelningsförordningen (ESR) och sedan 2024 i ett nationellt handelssystem. Även styrningen av deponier skiljer sig åt mellan medlemsstater, särskilt när det gäller implementeringen och efterlevnaden av EU:s avfalls- och deponeringsdirektiven (se kapitel 2), vilket leder till stora skillnader i hur snabbt utsläppen minskar. Avsaknaden av en enhetlig styrning gör det svårt att åstadkomma utsläppsminskningar från avfallssektorn i den takt som krävs på EU-nivå.

Den kommande översynen av EU ETS 2026, där EU-kommissionen bl.a. ska bedöma om avfallsförbränningsanläggningar bör omfattas av handelssystemet från 2028, utgör ett centralt tillfälle att pröva om utsläppen från både avfallsförbränningsanläggningar och ny deponering bör omfattas av EU ETS. Översynen öppnar även för att överväga andra typer av styrmedel som kan skapa tydligare och mer samordnade incitament för att minska utsläppen från avfallssektorn.

Denna rapport analyserar möjliga konsekvenser av en sådan reform och ett antal andra styrmedelsalternativ med fokus på miljönytta, kostnadseffektivitet och genomförbarhet. Att inkludera andra sätt att hantera organiska fraktioner i avfallet, såsom biologisk behandling och produktion av biogas, är inte med i analysen.

Rapporten sammanfattar även svenska erfarenheter av att inkludera avfallsförbränningsanläggningar i EU ETS samt av att införa förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall.

1.1 Bakgrund – avfallsförbränning, avfallsflöden och utsläpp

I EU finns det cirka 500 avfallsförbränningsanläggningar som hanterar ungefär 80 miljoner ton avfall.¹ Flest anläggningar finns i Tyskland, Frankrike, Italien, Sverige och Danmark. Anläggningarna i Nederländerna och Tyskland är i genomsnitt större än i övriga länder. De fossila utsläppen från anläggningarna uppgår till drygt 40 miljoner ton koldioxid per år, vilket motsvarar 1 procent av utsläppen från den sektor som omfattar medlemsländernas klimatåtaganden inom EU:s ansvarsfördelningsförordning (ESR). I vissa länder står dock avfallsförbränning för en större andel av de totala utsläppen. I Sverige utgör de exempelvis omkring sju procent av de samlade nationella utsläppen.

Den mängd kommunalt avfall som årligen deponeras i EU är idag ungefär lika stor som den mängd som förbränns, även om dessa två behandlingsmetoder tillsammans har minskat något under det senaste decenniet, från 122 miljoner ton år 2014 till 115 miljoner ton år 2024. Samtidigt utgör kommunalt avfall endast omkring tio procent av allt avfall som genereras inom unionen. De största avfallsströmmarna kommer i stället från andra sektorer:

- bygg- och rivningsavfall utgör cirka 40 procent och består främst av inert material,
- gruv- och utvinningsavfall utgör omkring en fjärdedel,
- tillverkningsindustrin står för cirka 10 procent av en blandad avfallsström.

Ser man till den totala avfallsmängden går betydligt större volymer till deponi än till förbränning; drygt 20 procent av allt avfall deponeras medan endast omkring två procent förbränns. Deponerat organiskt avfall ger dessutom upphov till metan, vilket gör att utsläppen från deponier enligt medlemsstaternas inventeringar uppgår till omkring 75 miljoner ton koldioxidekvivalenter per år – nästan dubbelt så mycket som utsläppen från avfallsförbränning. Dessa skillnader i behandlingsmetoder, avfallsströmmar och utsläpp är centrala att beakta i diskussionen om hur incitament för minskade utsläpp från avfallssektorn kan skapas på EU-nivå.

En utmaning är att kostnader som uppstår i avfallshanteringen bara i begränsad utsträckning påverkar kostnaderna för företag som utvinner fossila råvaror, plastproducenter eller företag som sätter plastinnehållande varor på EU-marknaden. Till skillnad från exempelvis stål och aluminium, där återvinning ofta är ekonomiskt lönsam och efterfrågan på återvunnet material är högre, saknas tydliga ekonomiska incitament i plastens värdekedja såvida detta inte är framtvingat av styrmedel. Nuvarande avfallslagstiftning styr i första hand behandlingen av avfall, men skapar inte tillräckliga incitament för att minska de fossila utsläppen kopplade till plastens livscykel. Detta innebär att styrmedel på

¹ CEWEP - The Confederation of European Waste-to-Energy Plants

klimateområdet behöver kompletteras med andra styrmedel för att plastens klimat- och miljöpåverkan effektivt ska kunna begränsas.

1.2 Rapportens upplägg och metod

I kapitel 2 beskrivs kortfattat de EU-regelverk som rör avfallshantering i EU och som därmed är relevanta för denna analys. I kapitel 3 beskrivs Sveriges erfarenheter av att ha inkluderat avfallsförbränning i EU ETS. Vi diskuterar även ett par centrala områden där ETS-direktivet kan behöva utvecklas för att det ska bli mer funktionellt, bland annat hanteringen av farligt avfall och CCUS, samt EU:s taxonomiförordning. Kapitel 4 ger en djupare analys av utsläppen från deponier. Dels beskriver vi svenska erfarenheter av att ha beslutat om ett förbud mot deponering av organiskt och brännbart avfall, dels belyser vi förutsättningar för mätning och verifiering av utsläpp samt risken för en ökad illegal hantering av avfall. Baserat på kapitel 3 och 4 analyserar vi sedan ett antal styrmedelsalternativ utifrån specifika kriterier. Analysen bygger på litteraturstudier, statistik och intervjuer med ett antal aktörer, bl.a. Ministry of Environment New Zealand, branschorganisationerna Energiföretagen, Avfall Sverige, CEWEP samt flera svenska företag inom avfallsförbränning och deponering.

2. EU-regelverk för avfallshantering

Många av EU-regelverken som finns för utvecklingen av en cirkulär ekonomi syftar till att minska mängden avfall som hamnar i avfallsförbränning eller deponeras. En central del av detta är avfallshierarkin som utgör en grundläggande princip för *avfallsdirektivet*.² Avfallshierarkin som i Sverige är implementerad genom miljöbalken³ har fem steg:

- 1) Förebyggande – åtgärder som minskar mängden avfall, minskar mängden skadliga ämnen i material och produkter eller minskar avfallets negativa effekter på människors hälsa och miljö.
- 2) Förberedelse för återanvändning – en produkt eller komponent som blivit avfall, rengörs, repareras eller kontrolleras så att den kan användas igen utan någon annan förbehandling.
- 3) Materialåtervinning – avfallsmaterial upparbetas till produkter, material eller ämnen, antingen för det ursprungliga ändamålet eller för andra ändamål.
- 4) Annan återvinning – avfallet behandlas så att det blir till energi, till konstruktionsmaterial eller används för återfyllning och markspridning.
- 5) Bortskaffande – avfallet läggs på deponi eller t.ex. att behandla avfallet i markbädd, infiltration eller utsläpp till vatten. Även förbränning utan energiåtervinning är bortskaffande.

Avfallshierarkin ska läsas som en prioritetsordning, men utan att tappa bort att en bedömning ska göras i varje enskilt fall. Den viktigaste bedömningen som ska göras utifrån avfallshierarkin är att den behandling av avfallet som bäst skyddar människors hälsa och miljön som helhet ska anses som lämpligast, om behandlingen inte är orimlig. Det innebär att en bedömning ska göras vid varje hantering av avfall, och utifrån ovanstående är i vissa fall deponering den behandling som bäst skyddar människors hälsa och miljön.

Ett annat viktigt direktiv för denna analys är *deponeringsdirektivet*⁴ som syftar till att förebygga, eller i så stor utsträckning som möjligt minska negativa effekter från deponier på ytvatten, grundvatten, mark, luft och människors hälsa. Detta görs genom tekniska krav. I syfte att stödja EU:s övergång till en cirkulär ekonomi beslutades 2018 om ett ändringsdirektiv⁵, som begränsar deponering från och med 2030 för allt avfall som är lämpligt för materialåtervinning eller annan resurs- och energiåtervinning. Målet är att andelen kommunalt avfall som deponeras ska

² Direktiv 2008/98/EG.

³ 15 kap. 10 § Miljöbalken (1998:808).

⁴ Direktiv 1999/31/EG

⁵ Direktiv (EU) 2018/850.

begränsas till 10 procent senast 2035. Kommunalt avfall utgör dock bara en del av det avfall som hanteras inom unionen.

Deponeringsdirektivet innehåller idag förbud mot deponering av t.ex. flytande avfall, men det saknas förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall. Förbud mot deponering av organiskt avfall kan motiveras av metanutsläppen som biologiskt nedbrytbart avfall⁶ ger upphov till. Nyttan med förbud av brännbart avfall är att det är effektivare att avfallet antingen hanteras högre upp i värdekedjan genom exempelvis materialåtervinning eller att det förbränns med energiutvinning istället för att det läggs på deponi. Ett förbud skulle dock kunna införas genom en revidering av direktivet. I deponeringsdirektivet fastställs också att deponigas ska samlas in från alla deponier som tar emot biologiskt nedbrytbart avfall samt att deponigasen ska behandlas och utnyttjas.⁷ Om den insamlade gasen inte kan användas för energiproduktion ska den facklas. Effektiv infångning av deponigas skulle också kunna främjas genom de s.k. BAT-slutsatserna för deponier i *industriutsläppsdirektivet* (IED)⁸.

Utöver detta finns det flera EU-regelverk som syftar till att skapa bättre förutsättningar och incitament för ökad materialåteranvändning och materialåtervinning, t.ex. producentansvar för olika produkter (så som förpackningar, elektronik och fordon) samt krav på att produkter designas för hållbarhet, reparerbarhet och återvinningsbarhet (Ekodesignförordningen⁹). Kvotplikt för användning av återvunnen råvara är en aktuell fråga inom EU och finns med i den nya förpackningsförordningen¹⁰ och kommer att införas för PET-flaskor i enlighet med engångsplastdirektivet¹¹ och för batterier enligt batteriförordningen¹². Det finns även förslag i ELV-förordningen¹³ och det är möjligt att flera produktgrupper kan bli aktuella, exempelvis byggprodukter.¹⁴

⁶ Allt organiskt avfall ger inte upphov till metanutsläpp, t.ex. inert kol.

⁷ Bilaga 1, punkt 4.2 Direktiv 1999/31/EG.

⁸ Industrial Emissions Directive, 2010/75/EU.

⁹ Förordning (EU) 2024/1781.

¹⁰ I Europaparlamentets och rådets förordning om förpackningar och förpackningsavfall, COM/2022/677

¹¹ Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2019/904.

¹² Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2023/1542.

¹³ Förslag till Europaparlamentets och rådets förordning om cirkularitetskrav för fordonskonstruktion och hantering av uttjänta fordon, COM/2023/451 final.

¹⁴ SOU 2024:67,

3. Avfallsförbränning – erfarenheter och avvägningar

I detta kapitel beskriver vi Sveriges erfarenheter från att ha inkluderat avfallsförbränning i EU ETS med ett särskilt fokus på mätning och verifiering. Vi berör också kortfattat två områden där ETS-direktivet¹⁵ skulle behöva utvecklas för att systemet ska kunna bli effektivt vid en integrering av avfallsförbränning. Dels rör det undantaget för förbränning av farligt avfall (avsnitt 3.2), dels rör det incitamenten för CCUS på avfallsförbränning (avsnitt 3.3). I avsnitt 3.4, berör vi avfallsförbränning och EU:s taxonomi för miljömässigt hållbara verksamheter innan vi avslutar (avsnitt 3.5) med risken för ökad illegal hantering av avfall vid en inkludering av avfallsförbränning i EU ETS.

3.1 Sveriges erfarenheter

I Sverige har avfallsförbränning ingått i EU ETS från och med den tredje handelsperioden som inleddes 2013. Detta har gjorts utifrån en tolkning av EU-kommissionens vägledning¹⁶ att s.k. samförbränningsanläggningar (numera kallade avfallsenergianläggningar i Sverige) har som huvudsakliga syfte att producera värme och/eller el.

Den svenska implementeringen av direktivets undantag av farligt avfall respektive hushållsavfall har reviderats sedan systemet infördes. Inledningsvis undantogs anläggningar vars huvudsakliga aktivitet var att förbränna farligt avfall eller hushållsavfall. Till andra handelsperioden togs kriteriet om ”huvudsaklig aktivitet” bort och det som blev avgörande var i stället om en förbränningsenhet hade tillstånd till förbränning av farligt avfall eller hushållsavfall.

Inför tredje handelsperioden fastslog EU-kommissionen i sin vägledning till direktivets bilaga 1 att anläggningar eller enheter som klassas som avfallsenergianläggningar ska omfattas av EU ETS.¹⁷ Av 57 undersökta pannor i Sverige bedömdes bara två inte vara avfallsenergianläggning då deras primära syfte var att destruera avfall.

I Sverige fanns det 2024 15 större avfallsenergianläggningar som släpper ut över 50 000 ton koldioxid och 30 mindre anläggningar. Utsläppen från avfallsenergiförbränningen har ökat från 1,8 miljoner ton koldioxid 2013 till 3,1 miljoner ton koldioxid 2024, främst beroende på en ökad import av avfall, bättre materialåtervinning av annat avfall än plast samt ökad utsortering av matavfall

¹⁵ Direktiv 2003/87/EG.

¹⁶ [Guidance note on interpretation of the Scope of the EU ETS](#)

¹⁷ *Wherever the competent authority classifies the waste unit as co-incineration or as using other wastes than municipal and hazardous wastes, it is to be included in the EU ETS.*

vilket leder till en ökande fossil andel i avfallet som förbränns. Utsläppen uppgår idag till nästan en femtedel av Sveriges utsläpp i EU ETS.

Sveriges erfarenhet av att ha inkluderat avfallsförbränning i EU ETS är att det i en viss utsträckning bidragit till att skapa incitament till minskade utsläpp, bl.a. genom differentierade avgifter utifrån plastandel, investeringar i eftersortering av plast, och flera större avfallsförbränningsanläggningar har planer på CCUS. Att effekten inte blivit högre beror till stor del på att avfallsenergianläggningar först de senaste åren börjat behöva betala stora kostnader för sina utsläpp. Man kan även notera negativa effekter för avfallshanteringen i stort, t.ex. att det börjat förekomma avfall som är svartlistade, dvs. som avfallsförbränningsföretagen vägrar att ta emot eftersom utsläppskostnaden blir för hög. Samma sak har även uppmärksammats i Litauen. En fråga blir därmed vad som händer med detta avfall, det riskerar att deponeras legalt eller illegalt (se avsnitt 4.3.2).

3.1.1 Krav för mätning och verifiering

Inför inkludandet av avfallsförbränning i EU ETS fanns det farhågor kring att det inte skulle gå att mäta och verifiera utsläppen med tillräcklig kvalitet. Utvecklingen gick dock fort och i dag ska avfallsförbränningsanläggningar vars utsläpp av koldioxid överstiger 50 000 ton per år använda kontinuerliga utsläppsmätssystem (Continuous Emissions Monitoring System, CEMS). EU standarden EN 14181 följs för att kvalitetssäkra CEMS. Denna kvalitetssäkring är löpande och har tre nivåer:

- QAL1 – säkerställer att instrumentet är godkänt och certifierat för att mäta koldioxid och koncentrationer som krävs.
- QAL2 – parallellmätningar och referensmetoder för att ta fram en kalibreringsfunktion som genomförs när systemet installeras eller efter större förändringar.
- QAL3 – löpande kontroller under drift för att övervaka att CEMS fortsätter ligga inom godkända gränser.

Utöver detta finns det krav på en årlig extern kontroll (AST) där ett begränsat antal parallellmätningar för att bekräfta att kalibreringen fortfarande gäller.

Koldioxidutsläppen från CEMS i avfallsförbränning kan rapporteras med en osäkerhet på 2,5–5 procent.

CEMS mäter endast de totala koldioxidutsläppen vilket innebär att andelen fossilt respektive biogent ursprung behöver bedömas på annat sätt. Enligt övervaknings- och rapporteringsförordningen¹⁸ (MRR) ska detta ske genom:

- Rökgasprovtagning – 12 gånger per år under stabila driftsförhållanden.
- Ackrediterad laboratorieanalys av prover. Analysen görs med på kol-14-metoden som bygger på vetenskapen att fossilt kol är fritt från ¹⁴C medan biogent

¹⁸ Vägledningsdokument nr 7, CEMS monitoring.

kol fortfarande innehåller ^{14}C . För att beräkna biomassandelen behövs också bakgrundsstrålningen (PmC-ref), dvs. ett referensvärde för procentandelen modernt kol i atmosfären. Detta referensvärde behöver uppdateras regelbundet och vara regionalt.

I praktiken bedöms osäkerheten för biomassafractionen i avfallsförbränningen via kol-14-metoden vara ungefär ± 3 procent.

För avfallsförbränning med koldioxidutsläpp under 50 000 ton per år används en beräkningsbaserad metod för att fastställa utsläppen. Naturvårdsverket publicerar årligen standardsberäkningsfaktorer för dessa anläggningar. Detta är tillåtet enligt MRR¹⁹ som ger medlemsstaterna möjlighet att tillhandahålla standardfaktorer för att minska den administrativa bördan för operatörerna. Standardfaktorerna tas fram utifrån det föregående årets uppmätta utsläpp vid de större anläggningarna. Standardfaktorerna används också i växthusgasinventeringen. I detta fall presenterar Naturvårdsverket åtminstone följande varje år:

- Biomassafractionen – den uppskattade andelen av avfallsströmmen som är av biogent kol.
- Nettobrännvärde – mängden energi som frigörs per avfallsenhet vid förbränning.
- Preliminär utsläppsfaktor – hur mycket fossil koldioxid som släpps ut per energienhet.

Osäkerheten är större med den beräkningsbaserade metoden med standardfaktorer än när faktiska mätningar görs. I vissa situationer kan felen i värsta fall vara över ± 30 procent men i normalsituationer är fel mindre.

3.2 Farligt respektive kommunalt avfall – undantagen behöver minskas

Förbränning av farligt avfall är en källa till betydande utsläpp av fossil koldioxid, men omfattas i dagsläget inte av EU ETS²⁰. EU-domstolen har i ett förhandsavgörande tydliggjort att bedömningen ska göras på inte enbart anläggningsnivå utan även enhetsnivå (pannanivå) och att en panna kan undantas om förbränningen av annat avfall endast är marginell.²¹ Enligt EU-domstolens förhandsavgörande är det därmed den faktiska sammansättningen av avfallet, inte syftet med förbränningen som är avgörande.

¹⁹ Artikel 31.1 c i Förordning (EU) 2018/2066 om övervakning och rapportering av växthusgasutsläpp i enlighet med direktiv 2003/87/EG.

²⁰ Artikel 2.1 i ETS-direktivet.

²¹ I EU-domstolens förhandsavgörande i målet C-251/21 (Nouryon) konstaterades att en förbränningsenhet kan undantas från ETS endast om det är marginella mängder annat bränsle än farligt avfall som används.

Detta medför fortsatt att olika typer av förbränningsanläggningar omfattas av olika regler. Flera av de avfallsenergianläggningar som idag är inkluderade i EU ETS förbränner också mindre mängder farligt avfall. Det betyder att dessa anläggningar har en kostnad för förbränning av farligt avfall som inte en anläggning som till största del förbränner farligt avfall har, eftersom den inte omfattas av EU ETS. Undantaget för farligt avfall kan därmed fungera som ett indirekt ekonomiskt stöd till denna behandlingsform, vilket i sin tur kan minska incitamenten att utveckla produkter och processer som undviker användning av farliga ämnen.

Vi bedömer att ett undantag av denna typ av verksamhet från systemet saknar tydlig miljömässig motivering och riskerar att försvaga EU ETS:s funktion som klimatpolitiskt styrmedel. En mer enhetlig tillämpning av EU ETS, där samtliga förbränningsanläggningar omfattas oavsett avfallstyp, skulle bidra till ökad rättssäkerhet, stärkt klimatstyrning och bättre förutsättningar för att uppnå målen inom både miljöpolitiken och den cirkulära ekonomin.

Enligt kommissionens vägledning ska anläggningar där kommunalt avfall inte är det dominerande typen av avfall ingå i EU ETS fullt ut. Vi bedömer att det inte bara är Sveriges avfallsenergianläggningar som har annat avfall än kommunalt avfall som dominerande typ och att de således borde omfattas av ETS fullt ut redan i dagsläget.²² Vi vill dock belysa att dagens system gällande vilka anläggningar och enheter som ska ingå delvis respektive fullt ut leder till en betydande rättsosäkerhet speciellt när vi kan konstatera att implementeringen skiljer sig åt mellan olika länder. EU-domstolens förhandsavgörande har också adderat till ytterligare komplexitet gällande definitionerna för avfall. Kommissionens förslag bör därför förtydliga och harmonisera reglerna. Det enklaste sättet att uppnå detta är att avfallsförbränningsanläggningar ska ingå fullt ut i EU ETS oberoende av syftet för anläggningen eller vilken avfalls/bränsleblandning som förekommer på anläggningen och i respektive enheter.

3.3 CCUS och annan överföring av koldioxid

Koldioxidavskiljning, användning och lagring (CCUS) kommer att vara avgörande för att utsläppen från avfallsförbränning ska kunna minska mot nära noll, såvida man inte lyckas att bli av med den fossila plasten. För att möjliggöra detta behövs teknisk utveckling och lärande i hela värdekedjan. Det finns därför ett behov av stöd för teknisk utveckling och tidig kommersialisering av dessa tekniker oavsett om det gäller avskiljning av atmosfärisk (DACC), biogen (bio-CC) eller fossil koldioxid (CC). Även användning av koldioxiden (CCU) kommer ha en viktig roll i omställningen, inte minst då kolatomer kommer behövas i flera sektorer för att minska utsläppen. Avfall Sverige bedömer i sin rapport om ståndpunkter i energiåtervinning²³ att CCUS kommer vara helt avgörande om vi ska kunna ha en hållbar avfallshantering framöver.

²² [Guidance note on interpretation of the Scope of the EU ETS](#)

²³ [Avfall Sverige ståndpunkter-energiåtervinning.pdf](#)

Vår bedömning är att en inkludering av avfallsförbränning i EU ETS skulle kunna ge ett tydligare och mer harmoniserat incitament för CCUS i alla medlemsstater. Det blir annars upp till varje enskild medlemsstat att skapa incitament för CCUS från avfallsförbränning. En inkludering i EU ETS skulle harmonisera villkoren, ge teknikutvecklingen en knuff i rätt riktning samt sänka kostnaden för CCUS eftersom efterfrågan skulle gå upp om man också inkluderar ett förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall alternativt inkluderar deponering i ETS (diskuteras ytterligare i kapitel 5). Det lär dock dröja ganska långt in på 2030-talet innan utsläppspriset motiverar investeringar i CCUS på avfallsförbränning.

CCUS tillståndspliktig verksamhet inom EU ETS

EU ETS skapar incitament för investeringar i fossil CCS samt viss CCU. Den delen av den fossila koldioxiden som samlas in för dessa två syften behöver man inte överlämna utsläppsrätter för. När ETS-priset stiger så ökar således incitamentet att fånga in koldioxiden i stället. Avdrag får göras för geologisk lagring av fossil koldioxid samt koldioxid som binds i ett antal karbonater som används inom byggnadsindustrin och på så sätt förblir bunden i flera hundra år. Det finns också krav på att överlämna utsläppsrätter från läckage ifrån CCS, kravet gäller hela värdekedjan (avskiljning, transport och lagring).

För att investeringskalkylen för CCUS på avfallsförbränningsanläggningar ska gå ihop behöver biogena utsläpp också hanteras i EU ETS. Generellt har avfallsförbränningsanläggningar ca. 50 procent fossila respektive biogena rökgaser vilket gör att avsättning även behövs för den biogena andelen. Här kommer EU-kommissionens förslag som de ska lämna under sommaren 2026 gällande hur man vill skapa incitament för permanenta upptag att spela en avgörande roll för branschen framöver.

Redan idag finns det dock en öppning genom hanteringen av e-bränslen i EU ETS. Använder man koldioxiden för framställning av e-bränslen behöver man alltid överlämna utsläppsrätter för den fossila andelen i produktionsledet, antingen på anläggningen där koldioxiden härstammar ifrån, i detta fall en avfallsförbränningsanläggning eller på anläggningen där koldioxiden används för att framställa e-bränsle förutsatt att den anläggningen också ingår i EU ETS. Det e-bränsle som i så fall produceras kommer räknas om förnybart och användarna (exempelvis flyg och sjöfartsaktörer) kommer inte behöva överlämna utsläppsrätter för användningen av bränslet. Här finns således redan incitament för den biogena avskilda koldioxiden genom att producenten inte behöver överlämna utsläppsrätter för den användningen.

Permanent upptag inom EU ETS

EU-kommissionen ska 2026 rapportera hur negativa utsläpp (permanent upptag), ökad kolinlagring, skulle kunna redovisas och omfattas av utsläppshandeln. Naturvårdsverket bedömer, i sin analys av EU:s klimatmål och klimatramverk till

2040, att permanenta upptag behöver utvecklas i flera steg.²⁴ Åtgärdskostnaderna för tekniska åtgärder, såsom bio-CCS och DACCS, är relativt höga vilket innebär att billigare utsläppsreducerande åtgärder, kommer att genomföras först vid en eventuell direkt integrering i EU ETS. Först när kostnaderna för att minska utsläppen blir högre än kostnaderna för bio-CCS och DACCS kommer det bli aktuellt att använda dessa enheter för att kompensera för utsläpp. Naturvårdsverkets slutsats är därmed att permanenta upptag initialt behöver stödjas för att de olika teknikerna ska kunna utvecklas och mogna. En direkt integrering bör först bli aktuell senare.

Ett inkluderande av permanenta upptag i EU ETS innebär att avfallsförbränningsanläggningar inom ETS som satsar på någon form av permanenta upptag kommer gynnas positivt i och med sin höga andel biogena utsläpp i det kommunala avfallet (ca. 50 procent). Det skulle innebära att den biogena andelen inte bara räknas till noll utan att den även resulterar i krediter som kan användas till att täcka utsläpp eller säljas, beroende på hur systemet utformas. Genom en högre utsortering av plast i avfallet kan anläggningar påverka utsläppen och öka den biogena andelen ytterligare. Detta riskerar dock även leda till en ökad risk för illegal hantering av det utsorterade plastavfallet.

3.4 Avfallsförbränning med CCUS och taxonomin

Som redan nämnt är priset på utsläppsrätter i EU ETS betydligt lägre än det pris som skulle behövas för att göra investeringar i avfallsförbränning med CCS lönsamma. Detta innebär att någon form av stöd kommer att behövas. Nuvarande EU taxonomi²⁵ har dock inte med avfallsförbränning med CCUS som en miljömässigt hållbar verksamhet vilket betänkligt försvårar detta. Det finns därmed ett behov av att ta fram en definition av miljömässigt hållbar avfallsförbränning i taxonomin med SC (Substantial Contribution) och DNSH (Do No Significant Harm) -kriterier.

3.5 Avfallsförbränning i EU ETS ökar risken för illegal hantering

Ett inkluderande av avfallsförbränning i EU ETS kan skapa en ökad risk för illegal hantering av avfall, dvs. en form av kringgående av kravet på att betala för utsläppen. Det kan röra sig om export av avfall till länder utanför EU eller illegal hantering av avfallet inom EU.

²⁴ Analys av EU:s klimatmål och klimatrampverk till 2040 skrivelse

²⁵ Förordning (EU) 2020/852.

Det finns länder utanför EU som har lägre krav på hantering av avfall eller har en svagare implementering av regelverk. En högre kostnad för avfallsförbränning orsakat av att kostnader för utsläppsrätter riskerar att göra det mer attraktivt att föra avfallet utanför EU. Risken för att mer avfall kommer att exporteras utanför EU bedöms dock ha minskat till följd av skärpningar av Baselkonventionen som är ett internationellt avtal som syftar till att reglera gränsöverskridande transporter av farligt avfall och dess bortskaffande, särskilt från industriländer till utvecklingsländer. Idag exporteras exempelvis framför allt rena fraktioner av plast, då blandade och svårsorterade flöden numera klassas som anmälningspliktigt avfall. Avfallsdirektivet har dessutom fastställt, i artikel 16, att avfall ska hanteras så nära dess uppkomst som möjligt. Detta innebär att kraven skärpts men efterlevnaden kan bli utmanande eftersom detta kan förutsätta en omfattande och resurskrävande tillsyn.

En högre kostnad för avfallsförbränning kan också leda till att avfall deponeras i medlemsstater i EU som har svagare regelverk. Exempelvis har Portugal bland de lägsta deponikostnaderna i Europa och länder som Italien och Storbritannien skickar avfall dit för deponering.²⁶

En högre kostnad för avfallsförbränning orsakat av köp av utsläppsrätter riskerar också göra illegal hantering inom unionen mer attraktivt. Det rör sig om billigare åtgärder som generellt innebär att avfallet hanteras mindre resurseffektivt, framför allt deponering. Denna deponering kan vara illegal och därmed skapa en ökad risk för läckage av gifter, plaster och näringsämnen som har negativa effekter på närmiljön (mark, vattendrag och grundvatten) och utsläpp av växthusgaser. Interpol har redan varnat om att den illegala hanteringen av plast ökat.²⁷ Det finns också flera nya exempel på denna problematik, t.ex. att avfall deklarerats felaktigt och exporteras till Spanien för deponering och att plastavfall lagras i byggnader i Italien som sedan brinner upp.

²⁶ Avfall Sverige (2024).

²⁷ Interpol (2020).

4. Deponier – avvägningar

Avfallsdeponier, som är den vanligaste metoden för bortskaffande av avfall i EU, omfattar upplag på eller i jord av bland annat avfall från hushåll och industrier, askor från energiproduktion och förorenade jordmassor. Den största klimatpåverkan från deponier är metanutsläpp till luft från nedbrytning av organiskt avfall som oundvikligen sker över lång tid, generellt sett har 95–99 procent av utsläppen organiskt ursprung.

Den primära frågan som ställs i denna analys är huruvida deponering bör inkluderas i EU ETS. Inledningsvis (avsitt 4.1) visar vi att det nästan alltid är klimatomkostigt att förbränna blandat organiskt och brännbart avfall än att lägga det på deponi. Detta innebär att en inkludering av deponering i EU ETS inte enbart behöver skapa incitament för minskade utsläpp från deponering utan att det också behöver styra mot mindre deponering. I avsnitt 4.2 belyser vi därför om det är möjligt att skapa dessa incitament vid en inkludering av deponering i EU ETS. Avslutningsvis, avsnitt 4.3, belyser vi om det är möjligt att skapa dessa incitament kan skapas på andra sätt. Denna analys ligger sedan till grund för en djupare analys i kapitel 5.

4.1 Avfallsförbränning eller deponering ur växthusgasutsläppsperspektiv

Att jämföra avfallsförbränning och deponering ur ett växthusgasperspektiv är inte enkelt vilket delvis beror på att utsläppen har olika primära ursprung. I avfallsförbränning är den primära källan koldioxidutsläppen från förbränning av fossil plast medan den primära källan för deponering är organiskt material som bryts ner och bildar metanutsläpp. Detta innebär i sig att utsläppen också påverkas av avfallets sammansättning – en hög plastandel i avfallsförbränning ger höga utsläpp medan det i deponering kan innebära lägre utsläpp.

De flesta vetenskapliga livscykelanalyserna (LCA) visar att avfallsförbränning med energiutvinning är att föredra ur klimatsynpunkt framför deponering av samma avfall.²⁸ LCA-beräkningar där det antas en hög effektivitet på insamling av metan från deponier och återvinning av denna metan till energi²⁹ kan dock leda till att deponering är att föredra framför avfallsförbränning. Exempelvis finns det en amerikansk studie som visar att deponering är ett bättre alternativ om insamling av deponigas är över 81 procent och det finns energiåtervinning av gasen eller över 93

²⁸ Anshassi & Townsend (2021). Studierna rör brännbart och organiskt avfall.

²⁹ När metan omvandlas till energi skapas dock koldioxid. Denna koldioxid skulle kunna lagras och eventuellt klassas som ett permanent upptag. Detta kan dock förutsätta att man kan redovisa hur stor del som har fossilt ursprung. Om man anser att en viss del är fossilt ursprung så kommer frågan om hållbarhetsbesked att ställa till det för användarna av deponigasen då de kommer behöva överlämna utsläppsrätter för det som ej anses vara hållbart och biogent.

procent om gasen inte återvinns.³⁰ Samtidigt visar denna studie att det bara är i väldigt specifika förhållanden som insamlingsgraden kan närma sig 80 procent, t.ex. behöver koncentrationen av icke-metan organiska föreningar vara hög, avfallsinmatningshastigheten behöver vara hög och sönderfallshastigheter behöver vara låg. Samtidigt finns det LCA-studier som visar att materialåtervinning, förgasning och anaerob rötning ger upphov till lägre utsläpp än både avfallsförbränning och deponering.³¹ Denna slutsats kan dock förändras om CCS finns på avfallsförbränning och den biogena andelen är tillräckligt hög för att generera negativa utsläpp.³² Det kommer dock fortfarande generellt vara effektivare att göra åtgärder så högt upp i värdekedjan som möjligt, antagligen också på längre sikt.

4.1.1 Det finns även andra fördelar

Utöver klimatfördelen finns det också andra fördelar med att inte deponera brännbart avfall. Brännbart avfall är ofta fossilt och bryts ned långsamt men läckage av kemikalier, mikroplaster och koldioxid kommer att ske under nedbrytningsprocessen. Det behövs också mindre yta för deponier om avfallet omhändertas på andra sätt. Vissa typer av brännbart avfall, t.ex. s.k. fluff (rest från fragmentering³³) skapar risk för sättningar i deponier. Detta kan i sin tur äventyra tätskikten med risk för ökad genomsläpplighet. Mycket plast i deponier riskerar dessutom att skapa sättningar som leder till sprickor i tätskiktet vilket leder till att mer metan läcker ut. I värsta fall kan detta innebära en större påverkan än om plasten förbränns.

Det är värt att notera att även deponering av ren plast i separata deponier kan vara problematiskt. Även om detta skulle kunna innebära att fossil koldioxid inte släpps ut i atmosfären skapas andra miljöproblem. Dessutom skulle krav på denna åtgärd innebära risk för illegal hantering attraktivt. Konsekvensen av detta är att plast ändå förbränns och då utan energiåtervinning. Lyckas man inte motverka denna risk kan därmed detta vara ett sämre alternativ utifrån klimatperspektivet.

4.2 Incitament för minskade utsläpp genom att inkludera deponering i EU ETS

Att inkludera deponering i EU ETS skulle innebära att utsläpp som inte har fossilt ursprung kommer in i utsläppshandelssystemet. Det innebär även att utsläpp ifrån en biologisk anaerob förmultningsprocess för första gången kommer täckas av EU

³⁰ Anshassi m.fl. (2021).

³¹ Se t.ex. Ouedraogo m.fl. (2024).

³² Se Chandel m.fl. (2012) för en analys av CCS på avfallsförbränning.

³³ Mekanisk sönderdelning av material för materialåtervinning.

ETS, som annars primärt täcker förbrännings- och processutsläpp ifrån industrin.³⁴ Därmed har aldrig tidigare någon behövt överlämna utsläppsrätter för metanutsläpp tidigare. Det innebär också att utsläpp med större osäkerhet kommer in i EU ETS. Att inkludera deponering i EU ETS innebär därmed en större förändring.

Som vi visat i avsnitt 4.1 är det nästan alltid bättre att förbränna avfall än att deponera avfall. Detta motiveras även av att det är i linje med EU:s avfallshierarki. En central fråga är därför om en inkludering av deponering i EU ETS kan skapa incitament för mindre deponering av brännbart och organiskt avfall.

Nya Zeeland har inkluderat utsläpp av metan från avfall som läggs på deponier i sitt utsläppshandelssystem – NZ ETS (se faktaruta för erfarenheter från NZ ETS). Syftet är således inte att minska utsläppen från avfall som redan hamnat på deponi. Att inkludera redan deponerat avfall i EU ETS skulle vara betydligt mer utmanande, bl.a. då det inte alltid är klart vem som är huvudman för en nedlagd deponi.

Faktaruta NZ ETS

Deponier inkluderades i NZ ETS år 2013, avfallsförbränningsanläggningar är också inkluderade. Små deponier som är långt ifrån större deponier är dock undantagna då den administrativa kostnaden bedöms bli för hög. Små deponier som ligger geografiskt nära större deponier undantas inte eftersom det finns en risk att många små deponier ersätter en större deponi som generellt är mer effektiv. Inkluderandet av deponier i NZ ETS har skapat incitament till investeringar i infångning av deponigas där gasen oftast används för elproduktion. I och med att det är aktören som lämnar avfall som betalar för utsläppen har detta inneburit att ägarna av deponier ökat sina intäkter genom infångningen av deponigas. Detta är dock inte helt oproblematiskt eftersom detta skapar ett särintresse att inte t.ex. bygga ut avfallsförbränning.

NZ ETS år 2013 utgår från en standardiserad emissionsfaktor på 0,91 ton CO₂-ekv. per ton avfall, innan 2022 var den 1,19 ton CO₂-ekv. per ton avfall, såvida inte ett annat värde kan motiveras. En effekt av att deponering inkluderats i handelssystemet är att incitamenten att samla in deponigas har ökat.

Emissionsfaktorn som används i Nya Zeeland har likheter med uppskattningar för EU. Den europeiska branschorganisationen för avfallsförbränning (CEWEP) har bedömt utsläppen för avfall på deponier till:

- 1,0 ton CO₂-ekv. per ton avfall i deponier med dålig eller ingen metanuppsamling och fackling.
- 0,6 ton CO₂-ekv. per ton avfall i konventionell deponi med fackling och en genomsnittlig metanuppsamlingsgrad på 50 procent.
- 0,3 ton CO₂-ekv. Per ton avfall vid en metanuppsamlingsgrad på 80–90 procent.³⁵

³⁴ Läckage av koldioxid för transport till lagring (CCS) räknas dock inom ETS redan som fossilt oavsett ursprung (biogent/fossilt). ETS-direktivet nämner sedan antagandet 2003 metan som en reglerad växthusgas i bilaga II, men den växthusgasen har inte genomförts på någon verksamhet som nämns i bilaga 1 förrän utsläpp av metan kommer inkluderas för sjöfarten från och med 1 januari 2026.

³⁵ CEWEP (2022).

Företagen Suez, Veolia och Wagaenergy har gjort beräkningar för Frankrike som visar på jämförbara resultat.³⁶ Dessa beräkningar bygger på antagandet om ett 100-årsperspektiv på växthusgaser. Eftersom metan har en i jämförelse med koldioxid kort livslängd i atmosfären har detta betydelse. Om ett 20 årsperspektiv används i stället ökar ovanstående emissionsfaktorer för deponier med en faktor tre. I den vetenskapliga litteraturen finns det också studier som bedömer att ett 20-årsperspektiv är en mer relevant utgångspunkt.³⁷

Utsläpp från deponier har i jämförelse med avfallsförbränning en större osäkerhet vilket beror på att utsläppen är beroende av avfallets sammansättning, klimat (temperatur och nederbörd), kompaktering och täckning av deponin. Det gäller både när utsläppen uppskattas genom beräkningar och mätmetoder. Även mätning av infångning av deponigas har mätosäkerheter. Mätosäkerheten för volymen uppsamlad gas kan vara ± 5 – ± 10 procent. För att bedöma den totala osäkerheten behöver man också beakta hur mycket gas som bildats totalt. Vetenskapliga studier anger en total osäkerhet på ± 20 – ± 50 procent för beräkningsmetoder.³⁸ Storbritannien rapporterar mätosäkerheter på omkring ± 53 procent som 95 procent konfidensintervall.³⁹ Nya satellitstudie visar dock att värden som rapporteras är betydligt mer underskattade.⁴⁰

4.2.1 Deponiutsläppen i relation till utsläppen från avfallsförbränning

För att undvika att avfall hamnar på deponi i stället för att skickas till avfallsförbränning, trots att det senare nästan alltid är ett bättre alternativ ur klimatsynpunkt (och i linje med avfallshierarkin), behöver emissionsfaktorerna som används vara rimliga. I figur 1 jämför vi genomsnittliga utsläpp per ton avfall för avfallsförbränning i 17 olika medlemsstater med metanutsläppen från deponier utifrån det schablonvärde som används i Nya Zeelands nationella utsläppshandelssystem (NZ-ETS). För att beakta att det är större osäkerhet för utsläppen som uppstår när avfall hamnar på deponier har vi också inkluderat en konservativ schablon som är 30 procent högre än den som används för deponering i NZ-ETS. En högre schablon kan också motiveras utifrån de osäkerheter som rapporteras i forskningen och att det kan vara relevant att beakta ett kortare GWP tidshorisont än 100 år i detta fall.

Figuren visar att avfallsförbränning i genomsnitt har lägre utsläpp per ton avfall än deponier och att skillnaden blir ännu större om en konservativ schablon används. En annan slutsats är att utsläppen från avfallsförbränning varierar ganska mycket

³⁶ [2310_WAGA-SUEZ-VEOLIA_Landfill-Study_Report_vsent231011.pdf](#)

³⁷ Se t.ex. Wang m.fl. (2019)

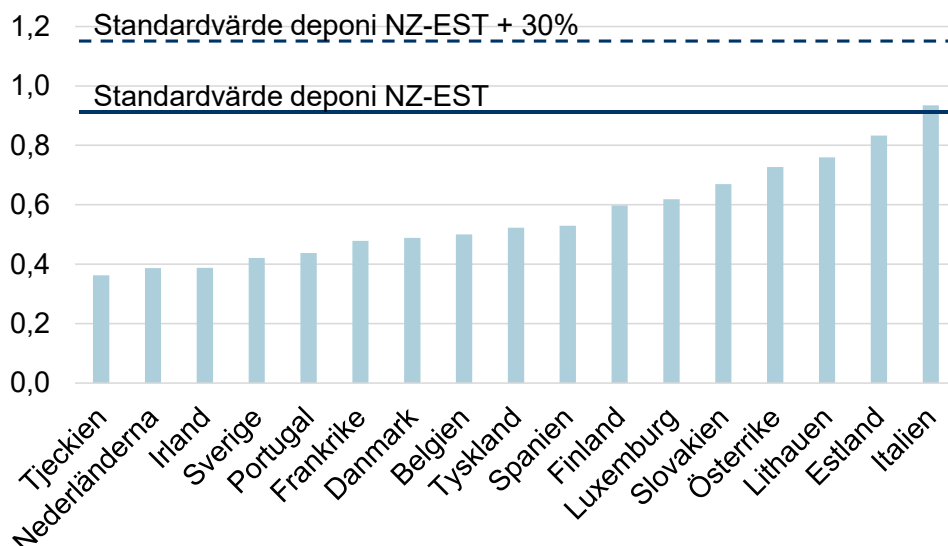
³⁸ Pheakdey m.fl. (2023).

³⁹ [Sector, Gas, and Uncertainty Summary Factsheets - Greenhouse Gas Emissions](#)

⁴⁰ Dogniaux m.fl. (2025).

mellan länder. Italiens genomsnittliga utsläpp från avfallsförbränning är i paritet med schablonvärdet som används i NZ-ETS.

Figur 1. Utsläppen från avfallsförbränning i EU medlemsstater och schablonvärde för metanutsläpp från deponering (ton CO₂-ekv. per ton brännbart och organiskt avfall)



Utsläpp (fossil koldioxid) från avfallsförbränning i genomsnitt för olika EU länder enligt Delft (2025). Utsläppen för Italien kan vara för höga då den officiella statistiken har brister. Jämfört med standardvärdet för metan från avfall på deponier i NZ ETS sedan 2021 samt 30% högre för att beakta den extra stora osäkerheten.

I figuren beaktas inte infångning av deponigas. Som redan nämnts kan utsläppen vid en 50 procentig metaninfångning vara 0,6 ton CO₂-ekv. per ton vilket är lägre än växthusgasutsläppen från avfallsförbränning i flera av EU:s medlemsstater. Detta beaktar dock inte att deponiutsläpp har en större osäkerhet.

4.2.2 Ökad risk för illegal hantering

Med höga schabloner för utsläpp från deponering skulle kunna motivera att avfall hanteras tidigare i värdekedjan. Samtidigt innebär detta att kostnaderna för deponering ökar vilket gör det mer lönsamt att hantera avfall illegalt (se även avsnitt 3.4).

4.3 Andra alternativ – Sveriges erfarenheter

Att minska risken att avfall hamnar på deponi om avfallsförbränning inkluderas i EU ETS behöver inte ske genom att deponering också inkluderas i EU ETS. Sverige är ett bra exempel på detta.

I Sverige finns idag 239 aktiva deponier⁴¹, samt flera tusen nedlagda deponier. Förbudet att deponera organiskt och brännbart avfall har bidragit till att minska utsläppen jämfört med vad som tidigare var fallet. Förbud mot att deponera

⁴¹ Enligt Svenska Miljörapporteringsportalen, utdrag 1 december 2025.

brännbart avfall och organiskt avfall infördes i Sverige 2002 respektive 2005. Det finns dock möjlighet att få dispens i vissa situationer. År 2000 infördes Sverige en deponiskatt för avfall med syftet att styra avfall från deponering.⁴² Det finns även EU-lagkrav på obligatorisk utsortering och separat insamling av biologiskt nedbrytbart avfall (matavfall och trädgårdsavfall) som infördes nationellt i början av 2024.⁴³ I tillägg finns också styrmedel som indirekt bidragit till minskad deponering av organiskt material, exempelvis regler om kommunal avfallsplanering⁴⁴ (NFS 2020:6) samt regler om producentansvar för vissa varor. Sverige har även inrättat stöd till investeringar och produktion av biogas. Dessutom har åtgärder vidtagits för att minska mängden farligt avfall som går till deponi.

En konsekvens av skarpare regelverk och teknisk utveckling har gjort att mängden avfall som går till deponi har minskat kraftigt i Sverige, år 2000 deponerades över 20 procent av det kommunala avfallet och idag är det under 1 procent. Det kommunala avfallet utgör dock bara en bråkdel av det totala avfallet som deponeras i Sverige. Den stora mängden utgörs av icke brännbart avfall, särskilt i form av gruvavfall och jordmassor. Växthusgasutsläppen från deponier har minskat med 90 procent sedan 1990 och minskningen bedöms fortsätta.⁴⁵ Utsläppen från deponier bedöms år 2023 0,5 Mton CO₂-ekv. I den svenska inventeringen av växthusgaser antas 25 procent av deponigasen fångas in. I och med deponiförbudet för brännbart och organiskt avfall så har avfall som tidigare hamnat på deponi i stället gått till förbränning med energiutvinning vilket gjort att utsläpp flyttats.

Utsläppsminskningen från deponier beror framför allt på en förändrad hantering av avfall genom minskad deponering och att ökad mängd icke farligt går till förbränning med energiutvinning (se figur 2). Förutom ökad avfallsförbränning beror utsläppsminskningen på flera faktorer, framför allt på att metanåtervinning från deponier har ökat samtidigt som deponerat organiskt avfall minskat, tillsammans med ökad avfallsförbränning och materialåtervinning. Bakom denna utveckling ligger såväl lagstiftning som andra styrmedel, och särskilt ovan nämnda deponiförbud. Totalt sett har utsläppen minskat med ca. 15 procent från avfallshanteringen i Sverige sedan 1990. Denna minskning hade dock varit betydligt större, omkring en tredjedel, om inte nettoimporten avfall ökat kraftigt och en stor del av detta går till avfallsförbränning, ungefär en fjärdedel av avfallet som förbränns i Sverige är idag importerat.

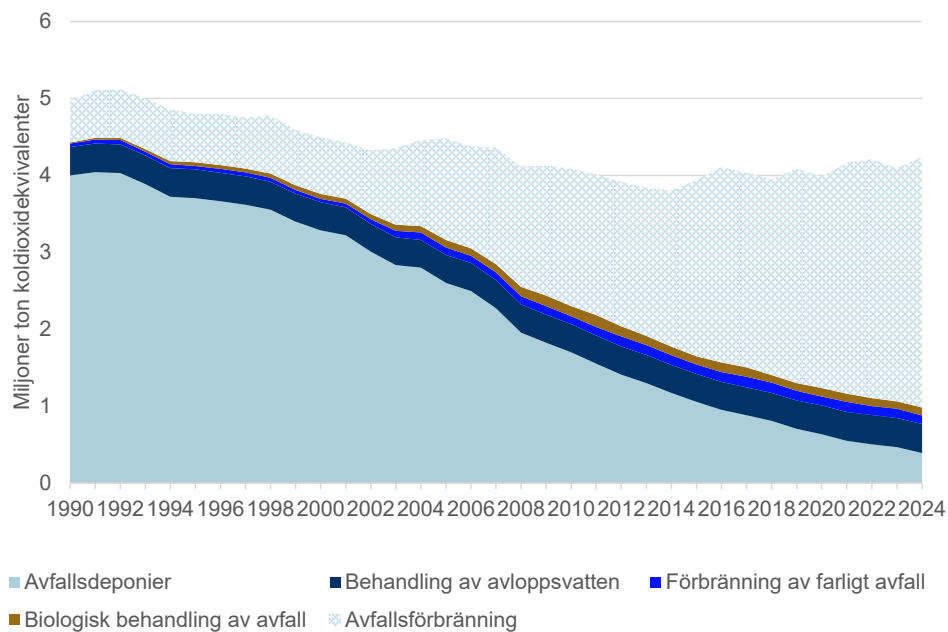
⁴² Prop. 1998/99:84.

⁴³ Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och uppdatering av Avfallsförordningen (2020:614) genom en ändring beslutad av regeringen den 22 december 2022 (ändringsförordning Förordning (2022:1871) om ändring i avfallsförordningen.

⁴⁴ NFS 2020:6.

⁴⁵ [Avfall, utsläpp av växthusgaser](#)

Figur 2. Utsläpp från avfallsbehandling i Sverige, inklusive avfallsförbränning



5. Styrmedelsanalys

I detta kapitel belyser vi konsekvenserna av några olika styrmedelsscenarier utifrån syftet att utsläppen av växthusgaser ska minska från avfall som hamnar i avfallsförbränning eller på deponier. Analysen görs utifrån ett EU-perspektiv vilket innebär att redan befintlig nationell lagstiftning inte beaktas. Hänsyn tas inte heller till att EU:s regelverk kopplat till cirkulär ekonomi kan förväntas utvecklas framöver och skapa mer incitament för återanvändning och återvinning av plast. De verkliga effekterna är därmed betydligt svårare att bedöma än vad som görs i denna analys. Syftet med analysen är dock att skapa en större grundläggande förståelse för större fördelar och nackdelar med att inkludera avfallsförbränning respektive deponigas i EU ETS.

Följande fem scenarier jämförs:

- 1) *Grundscenario*: Nuvarande ordning behålls, dvs. styrmedel för minskade utsläpp från avfallenergianläggningar och deponier beslutas och tillämpas på medlemsstatsnivå.
- 2) *Scenario - avfallsförbränning i ETS*: Krav på att avfallsförbränningsanläggningar i EU ska ingå i EU ETS, men övriga styrmedel hanteras på medlemsstatsnivå.
- 3) *Scenario – avfallsförbränning i ETS och deponiförbud*: Krav på att avfallsförbränningsanläggningar ska ingå i EU ETS och ett förbud att deponera brännbart och organiskt avfall införs i deponidirektivet.
- 4) *Scenario – avfallsförbränning och deponering i ETS*: Krav på att avfallsförbränningsanläggningar och deponering ska ingå i EU ETS utifrån i första hand uppmätta värden men där hänsyn tas till att deponering av plast inte är lämpligt.
- 5) *Scenario – avfallsförbränning och deponering med schablonutsläpp i ETS*: Krav på att avfallsförbränningsanläggningar och deponering ska ingå i EU ETS men där utsläppen för deponering utgår från ett antal konservativa höga schabloner, dvs. värden som inte underskattar de faktiska utsläppen från nytt avfall som hamnar på deponi⁴⁶.

Dessa scenarier är framtagna för att analysen ska kunna göras transparent och för att tydliga olikheter ska kunna identifieras. För att skapa en transparent jämförelse har vi utgått från kriterierna i tabell 1. I realiteten kan vissa av scenarierna kombineras vilket vi också diskuteras i slutet av kapitlet.

⁴⁶ Eftersom beslut kan göra att infångningen förändras över tid bör detta inte effekten av infångning beaktas fullt ut men samtidigt vara tillräckligt balanserad för att skapa incitament till ökad infångning.

Tabell 1. Kriterier och indikator för analysen av styrmedel

Kriterium	Indikator	Beskrivning
A. Klimat- och miljönytta	A.1 Incitament för minskad deponering	Styrmedlets förmåga att skapa incitament för minskad deponering i enlighet med avfallshierarkin.
	A.2 Incitament för minskade utsläpp från avfallsförbränning	Styrmedlets förmåga att skapa incitament för minskade utsläpp från avfallsförbränning.
	A.3 Incitament för minskade utsläpp från deponering	Styrmedlets förmåga att skapa incitament för minskade utsläpp av deponigas från deponier.
B. Kostnadseffektivitet	B.1 Enhetligt pris på utsläpp	Styrmedlets förmåga att skapa ett enhetligt pris för utsläppsminskande åtgärder för avfallsförbränning och deponier med beaktande av osäkerheter i emissionsvärden.
	B.2 Incitament för teknikutveckling av CCUS och åtgärder högre upp i värdekedjan.	Styrmedlets förmåga att skapa incitament till teknikutveckling och lärande som möjliggör lägre kostnader för CCUS vid avfallsförbränning samt åtgärder högre upp i värdekedjan.
C. Genomförbarhet	C.1 Administrativ börda	Styrmedlets kostnader för att implementera och genomföra för stat respektive företag.
	C.2 Teknisk genomförbarhet	De tekniska förutsättningarna för mätning och verifiering.
	C.3 Risk för kringgående	Genom att avfall hanteras på ett sätt som gör att regelverket syfte undergrävs. Handlar också om risken för illegal hantering av avfall
	C.4 Politisk acceptans	Styrmedlets förutsättningar att vara förenligt med flera länders prioriteringar, ambitioner och komparativa fördelar. Denna indikator är dock känslig för omvärldsförändringar.

5.1 Grundscenario

Detta scenario bygger på att styrmedel för minskade utsläpp från avfallsförbränning och deponier även i fortsättningen beslutas och tillämpas på medlemsstatsnivå, dvs att inga betydande styrmedelsförändringar genomförs på EU-nivå. I de länder som har med avfallsförbränningsanläggningar i EU ETS kan konsekvensen av det höga priset vid förbränning leda till ökad deponering (delvis illegalt) eller att vissa mindre anläggningar byter bränsle. Vår bedömning är att viss avfallsförbränning kommer ha svårt att konkurrera med alternativa avfallsprocesser i andra länder. Det kan i sin tur leda till att vissa avfallsförbränningsanläggningar lägger ner eller att avfallsförbränningsanläggningar svartlistar vissa

avfallsströmmas med mycket plast för att minska sina utsläpp och därmed sina kostnader. Effekten är dock mycket svår att kvantifiera. Detta beror bl.a. på att avfallsförbränning tjäna flera syften och i vissa sammanhang kan de drivas med underskott. En del av avfallet kan dessutom hamna i avfallsenergianläggningar i medlemsstater som valt att inte inkludera dem i EU ETS.

Klimat- och miljönytta

Detta scenario bedöms sannolikt innebära mindre avfallsförbränning med energiotvinning och en ökad deponering jämfört med övriga scenarier, möjligtvis med undantag för scenariot där bara avfallsförbränning inkluderas i EU ETS. Grunden till detta är som redan nämnts att avfallsförbränning som ingår i EU ETS kommer ha svårt att konkurrera med deponering⁴⁷ eller alternativt mindre energieffektiv förbränning i andra länder när priset på utsläppsätter stiger. Detta scenario innebär också att det kommer att bli svårt att få lönsamhet i eftersorteringsanläggningar och CCUS på avfallsförbränningsanläggningar. Detta gäller särskilt investeringar i CCUS då detta är väldigt dyrt.

Ur ett klimatperspektiv kan ökad deponering av enbart plast, givet att den hanteras på ett ändamålsenligt sätt, ge lägre utsläpp. En sådan utveckling skulle dock inte vara i linje med avfallshierarkins underliggande principer och inte vara önskvärd ur ett resurseffektivitetsperspektiv. Dessutom kan en deponering av plast skapa sättningar i deponiers tätskikt som leder ökade metanutsläpp, vilket i värsta fall skulle kunna leda till ökade växthusgasutsläpp.

Kostnadseffektivitet

Detta scenario innebär att länder kommer att ha olika incitament för avfallshantering och att suboptimala lösningar kan skapas. En konsekvens av detta kan bli att avfall transporteras onödigt långa sträckor eller att vissa länder väljer att inte ta emot blandat avfall trots att de har anläggningar som effektivt kan omhänderta detta avfall. Det innebär också att mer avfall kan hamna i avfallsförbränning som enbart producerar el och därmed har en lägre energieffektivitet.

Scenariot kommer inte skapa något enhetligt pris på utsläpp. Det kommer inte heller skapa långsiktiga incitament för CCUS på avfallsförbränning eftersom detta inte kommer att vara lönsamt, såvida inte enskilda länder går in med stora stöd. Den tekniska utvecklingen av CCUS inom EU kan därmed komma att hämmas om avfallsanläggningar inte inkluderas i EU ETS, vilket i sin tur kommer att ha negativa effekter på förutsättningarna för andra sektorer som är beroende av CCUS för sin omställning. Transportsektorn kan på så sätt få svårt att öka sin användning av e-bränslen vilket skulle kunna fördröja uppfyllelsen av EU:s långsiktiga klimatmål.

Det är även troligt att vissa länder som idag har valt att inkludera dem i EU ETS väljer att utesluta dem ur systemet för att skydda dem från högre kostnader, det

⁴⁷ Såvida det t.ex. inte införs deponiskatter som motverkar detta.

kommer i så fall kräva mer nationellt stöd för att få till stånd nödvändiga investeringar i CCUS, vilket riskerar att fördyra omställningen.

Genomförbarhet

Den administrativa bördan kommer att vara jämförbar med i dag. Avsaknaden av harmonisering av regelverk för att minska utsläppen i EU kan dock förväntas bidra till ökad risk för kringgående inom unionen då den ekonomiska fördelen av detta kan öka. Det kan röra sig om att företag utnyttjar svagheter i enskilda medlemsstaters regelverk och dess genomförande samt en ökad illegal hantering av avfall samt export av avfall utanför unionen.

Scenariot bedöms vara fördelaktigt för stora europeiska avfallsföretag med mycket deponi då lönsamheten kan öka. Det kan också skapa intäkter till medlemsstater med svagare regelverk för deponering. Scenariot förväntas missgynna länder som har avfallsförbränning i EU ETS och regelverk som gör att möjligheten att deponera är kraftigt begränsat.

5.2 Scenario – avfallsförbränning i ETS

I detta scenario införs krav på att inkludera avfallsförbränningsanläggningar i EU ETS, några kompletterande styrmedel för att minska utsläppen från deponier införs dock inte på EU-nivå. Likt scenario 1 riskerar detta att leda till att mer avfall hamnar på deponi (delvis illegalt, se avsnitt 3.5). Jämfört med grundscenariot kan det dock förväntas ske något mer investeringar i eftersorteringsanläggningar i detta scenario.

Klimat- och miljönytta

I detta scenario kommer avfallsförbränningsanläggningar att behöva köpa utsläppsrätter motsvarande sina utsläpp, det kommer således att skapas ökade incitament att genomföra effektiviseringsåtgärder som minskar utsläppen från dessa. Samtidigt finns det en risk att de större kapitalintensiva investeringar i CCUS-teknik som behövs för att utsläppen ska kunna närma sig noll uteblir, eftersom det kan bli mer lönsamt att lägga en större andel avfall på deponi (delvis illegalt). Som i tidigare scenario kan ökad deponering av plast i bästa fall ge lägre klimatutsläpp men det är inte önskvärt ur ett resurseffektivitetsperspektiv eller förenligt med avfallshierarkin. Det finns således en reell risk för att detta scenario inte ger tillräckliga incitament för att investeringar i CCUS om EU inte inför ytterligare reglering av deponier.

Utfallet kan dock bli något bättre än grundscenariot eftersom ett pris på utsläppen från avfallsförbränning kan ge incitament för investeringar i eftersorteringsanläggningar som möjliggör ökad materialåtervinning och ökad biologisk behandling, t.ex. produktion av biogas. Om effekten av detta är större än effekten av att mer avfall hamnar på deponi (delvis illegalt) är dock osäkert.

Kostnadseffektivitet

Ett enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning skapar en viss ökad kostnadseffektivitet jämfört med grundscenariot eftersom mer effektiva anläggningar gynnas och investeringar högre upp i värdekedjan kan bli lönsamma. I ett scenario där ingen ytterligare reglering av utsläppen från deponier tillkommer bedöms dock skillnaden mot grundscenariot vara begränsad. Då vi ser att detta scenario inte kommer att ge tillräckliga incitament för investeringar i CCUS kan medlemsstaterna behöva gå in med omfattande stöd till sådana investeringar på sikt, vilket kan komma att fördyra omställningen.

Genomförbarhet

De administrativa kostnaderna för avfallsförbränning kommer öka något jämfört med grundscenariot då fler anläggningar i EU kommer att behöva mäta och verifiera utsläppen från förbränning när de inkluderas i EU ETS. Samtidigt har det redan utvecklats system för mätning och verifiering av utsläpp (se avsnitt 3.1.1) då vissa länder har gått före och redan inkluderat dem i EU ETS, vilket skulle underlätta för nya verksamheter.

Samtidigt skapas en större administrativ enhetlighet i EU vilket kan minska administrativa kostnader för företag och myndigheter, bl.a. eftersom vissa kostnader kan delas och att företag slipper förhålla sig till flera olika regelverk.

Precis som i grundscenariot finns det en risk att avfall i större utsträckning hamnar i länder med svagare regelverk kring deponi (även utanför EU) eller att avfall hanteras illegalt. Eftersom fler anläggningar kommer att träffas av ett pris på utsläpp som förväntas stiga framöver bedöms denna risk vara större än i grundscenariot.

I takt med att priset på utsläppsrätter ökar kan detta scenario ge ökade auktionsintäkter från EU ETS för länder som idag har en hög grad av deponering och svagare avfallslagstiftning, vilket över tid skulle kunna missgynna länder med mycket avfallsförbränning.

5.3 Scenario – avfallsförbränning i ETS och deponiförbud

I detta scenario införs krav på att inkludera avfallsförbränning i EU ETS, samtidigt införs ett förbud mot att deponera brännbart och organiskt avfall på EU-nivå. Detta scenario motsvarar hur Sverige har valt att göra. Konsekvensen av detta förväntas bli att risken för att avfall hamnar på deponi i stället för i avfallsförbränning kommer att minska jämfört med de två första scenarierna. Detta scenario är därmed mer i linje med den slutsats som dras i avsnitt 4.1. Ett allt högre pris på utsläppsrätter kommer göra åtgärder tidigare i värdekedjan attraktivare och CCUS investeringar på avfallsförbränningsanläggningar kan bli motiverade. Delvis kan den förväntade effekten av förslaget motverkas av risken för en ökad illegal hantering av avfall och export av avfall utanför unionen.

Klimat- och miljönytta

Detta scenario förväntas innebära att mer avfall materialåtervinns och/eller förbränns med energiutvinning. Ett allt högre ETS-pris skapar dessutom incitament för energieffektiviseringsåtgärder, inklusive fler investeringar i kraftvärmeverk inom EU, och investeringar i CCUS. Det skapas dock inte några incitament för infångning av deponigas. Delvis kan den förväntade klimat- och miljönyttan begränsas av en ökad risk för illegal hantering av avfall och export av avfall utanför unionen.

Kostnadseffektivitet

Ett enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning kan skapa en ökad kostnadseffektivitet. I viss utsträckning kan också kostnadseffektiviteten öka av ett förbud mot att deponera organiskt och brännbart avfall. Dock inte i samma utsträckning som i de scenarier där deponering inkluderas i EU ETS då det också skapar ett enhetligt pris på utsläpp av deponigas (se scenarier i avsnitt 5.4 och 5.5).

Förväntningar på att priset på utsläppsrätter kommer att öka i takt med att antalet utsläppsrätter i EU ETS minskar bedöms ge goda förutsättningar för att skapa ekonomiska incitament att utveckla och investera i CCUS på avfallsförbränningsanläggningar samt för investeringar högre upp i värdekedjan för exempelvis materialåtervinning.

Genomförbarhet

Precis som i förra scenariot kommer de administrativa kostnaderna för avfallsförbränning öka när fler verksamheter inkluderas i EU ETS och behöver mäta och rapportera sina utsläpp i ett nytt system. Ett förbud att deponera organiskt avfall kommer också generera administrativa kostnader, för utsedda tillsynsmyndigheter kan kostnaderna för tillsynen bli betungande då risken för illegal hantering ökar.

En ökad harmonisering av regelverken på EU nivå och den skärpta regleringen av deponier som antas i detta scenario skapar dock bättre förutsättningar för att kostnader och nyttor fördelas på ett mer samhällsekonomiskt effektivt sätt i hela EU.

Ur ett administrativt perspektiv ser vi att detta scenario skulle gynna länder med lite deponering och effektiva avfallsförbränningsanläggningar. Länder där en stor andel avfall läggs på deponi idag skulle behöva införa regelverk som kraftigt begränsar detta, vilket kan få betydande effekter på deponiföretag i dessa länder. Dessa länder skulle dessutom sannolikt behöva lägga betydande resurser på att avfall inte heller hanteras illegalt.

5.4 Scenario – avfallsförbränning och deponering i ETS

I detta scenario införs det krav på att inkludera både avfallsförbränning och deponering i EU ETS utifrån uppmätta värden. I detta scenario skapas incitament

för minskade utsläpp från avfallsförbränning och infångning av deponigas vid ny deponering. Att inkludera deponering i ETS kan också förväntas öka incitament för produktion av biogas eller att de biogena kolatomerna i det organiska avfallet kan nyttjas som resurs i andra processer eftersom dessa åtgärder blir mer lönsamma. Samtidigt finns det en risk att ägare av deponier i detta scenario inte fullt ut beaktar att utsläppen från deponering har större osäkerhet vilket kan motverka de ur samhällssynpunkt önskvärda effekterna (som också beaktar miljörisker med deponering av plast, se avsnitt 4.1.1).

Klimat- och miljönytta

Detta scenario förväntas innebära att mindre mängd avfall hamnar på deponi och därmed att mer avfall materialåtervinns och/eller förbränns med energiutvinning. Ett allt högre ETS-pris skapar dessutom incitament för avfallsförbränning att genomföra energieffektiviseringsinvesteringar, inklusive fler kraftvärmeverk, och investeringar i CCUS inom EU. Det skapas också incitament för infångningen av deponigas då dessa utsläpp blir prissatta i ETS. Dessa önskvärda effekter kan dock begränsas av att deponier använder omotiverat låga utsläppsvärden för att minska sina kostnader för utsläppsrätter.

Kostnadseffektivitet

Ett enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning och deponering skapar en mer rättvis och enhetlig reglering av hela avfallssektorns klimatpåverkan. Genom att utsläppen prissätts på samma sätt, skapas förutsättningar att först minska utsläppen där kostnaderna är som lägst. Jämfört med tidigare fall skapas det åtminstone i teorin en mer kostnadseffektiv hantering av avfall ur ett växthusgasperspektiv. I praktiken begränsas kostnadseffektiviteten dock av osäkerheterna kring mätning och verifiering av utsläppen från deponering. I detta scenario riskerar detta få en stor betydelse eftersom det bygger på att hänsyn inte behöver tas till den större osäkerheten för utsläppen från deponering. I realiteten kan därför effekten bli att deponiföretag räknar med låga emissionsfaktorer då det skulle stärka dess attraktivitet på bekostnad av åtgärder högre upp i värdekedjan, bl.a. avfallsförbränning. Kostnadseffektiviteten kan också minska till följd av risken för illegal hantering av avfall eller export av avfall utanför unionen.

Ett förväntat allt högre pris på utsläppsrätter och att EU ETS bedöms vara ett långsiktigt styrmedel gör att detta scenario skapar en förutsägbarhet och ekonomiska incitament för utvecklingen av CCUS på avfallsförbränning, eftersortering m.m. Denna effekt kan dock begränsas om osäkerheten i utsläppsfaktorer för deponering inte beaktas. Även incitament för åtgärder högre upp i värdekedjan/avfallshierarkin bör skapas men detta begränsas av att det inte är de aktörer som har rådighet över uppkomsten av avfall som träffas av styrningen.

Genomförbarhet

De administrativa kostnaderna för avfallsförbränningsanläggningar kommer att öka jämfört med grundscenariot i och med att anläggningar behöver mäta utsläppen vid en inkludering i EU ETS, på samma sätt kommer de administrativa kostnaderna för deponiföretag att öka. Om samma regler gäller som nu för Sverige och Danmark så

är det de större avfallsförbränningsanläggningarna som måste göra mätningar och de mindre kan använda en schablon. Med det upplägget blir det endast nya kostsamma krav för de större anläggningarna. På sikt så borde även mindre avfallsanläggningar behöva mäta utsläppen, så inte plasten leds om till mindre anläggningar. Många mindre anläggningar har redan mätutrustning som behövs. Den högre mätosäkerheten från deponier skapar dock en särskilt stor utmaning då det finns en risk för att för låga utsläpp av deponigas rapporteras, vilket kan vara medvetet av företagen men behöver inte vara det. Detta skapar större krav på verifiering och tillsyn vilket ökar de administrativa kostnaderna för tillsynsmyndigheterna och verifierare.

Risken för kringgående bedöms vara större än i de föregående fallen då risken för illegal hantering ökar ytterligare i och med att det också blir mer attraktivt att hantera deponering illegalt inom unionen. Det kommer således bli mer lockande att lägga avfall på deponier som inte följer regelverken i EU. Det kan också bli en större export av avfall från unionen.

Precis som i scenariot med förbud av deponering av organiskt avfall gynnas länder med lite deponering och effektiva avfallsförbränningsanläggningar. Länder med mycket deponi missgynnas. Acceptansen för detta scenario kan också begränsas av att miljööintegriteten i EU ETS försämras om osäkrare utsläpp från deponering inkluderas utan att denna osäkerhet hanteras. I detta scenario likställs utsläppsminskningar som är enkla att kvantifiera och verifiera, t.ex. minskad användning av fossila bränslen, med osäkra utsläpp från deponering.

5.5 Scenario – avfallsförbränning och deponering med höga schabloner i ETS

I detta scenario införs det krav på att inkludera avfallsförbränning i EU ETS utifrån från uppmätta värden. Deponering inkluderas också i EU ETS men baserat på förutbestämda schabloner som tar viss hänsyn till graden infångad deponigas och användningen av denna. Schablonerna antas även beakta att utsläpp från deponering har större osäkerhet, dvs. emissionsfaktorena per ton brännbart och organiskt avfall som hamnar på är höga (se avsnitt 4.2.1). Detta scenario har stora likheter med föregående scenario. Att ägare av deponier inte tillåts ange utsläppsvärden för deponering som inte beaktar att dessa har en större osäkerhet innebär dock att utfallet sannolikt blir mer samhällsekonomiskt motiverat. Det är därmed mer troligt att detta scenario kommer att leda till åtgärder som är mer i linje med avfallshierarkin, dvs. avfallsförbränningsanläggningar, materialåtervinning, produktion av biogas m.m. stärker sin attraktivitet på bekostnad av deponering.

Klimat- och miljönytta

Användandet av höga schablonutsläpp för deponering förväntas leda till att avfallshierarkin följs i stor utsträckning och därmed att mängden organiskt och

brännbart avfall som hamnar på deponi kan bli mindre än om ägarna av deponier får ange utsläppsvärden.

Som i förra scenariot skapar ett allt högre pris på utsläppsrätter, incitament för investeringar som minskar växthusgasutsläppen från såväl avfallsförbränning som deponier men sannolikt även investeringar tidigare i värdekedjan som möjliggör lägre växthusgasutsläpp.

Kostnadseffektivitet

Ett enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning och deponier skapar en ökad kostnadseffektivitet. Användandet av höga utsläppsschabloner för deponering bedöms åtminstone initialt leda till att utsläppen minskar mer kostnadseffektivt. Denna kostnadseffektivitet kan dock motverkas av risken för illegal hantering av avfall eller att avfall exporteras utanför unionen.

Precis som i förra scenariot skapas mer tydliga och långsiktiga incitament för CCUS på avfallsförbränning och åtgärder som gynnar återanvändning och återvinning av material.

Genomförbarhet

De administrativa kostnaderna för avfallsförbränningsanläggningar kommer öka jämfört med grundscenariot i och med att utsläppen behöver mätas vid en inkludering i EU ETS. Detsamma gäller de administrativa kostnaderna för deponier men användningen av schabloner begränsar kostnaden rejält. Användandet av schabloner för utsläpp minskar också resursbehovet för verifiering och tillsyn av utsläpp från deponier.

Risken för kringgående bedöms vara något lägre än i förra scenariot eftersom det kommer bli svårare för enskilda aktörer att rapportera låga utsläppsvärden från deponier. Samtidigt innebär de ökade kostnaderna en fortsatt risk för ökad illegal hantering av avfall i EU.

Detta scenario bedöms ha störst samhällsekonomisk effektivitet för EU som helhet eftersom användandet av schablonutsläpp för deponering bidrar i större utsträckning till en mer resurseffektiv avfallshantering och innebär att kostnaderna för utsläpp av växthusgaser och annan påverkan på miljön fördelas mer korrekt i samhället. Precis som i tidigare två scenarier där deponering blir mindre attraktivt är detta scenario fördelaktigt för länder med lågdeponeringsgrad idag. Detta scenario bedöms inte heller äventyra miljöintegriteten i EU ETS, förutsatt att emissionsfaktorer används som på ett rimligt sätt beaktar den osäkerheten kopplat till utsläppen.

5.6 Sammanfattande iakttagelser

Tabell 2 sammanfattar fördelar och nackdelar med de styrmedelsscenarier för avfallsförbränning och deponering som analyserats i detta kapitel. Dessa scenarier har valts utifrån frågan om avfallsförbränning och deponering bör inkluderas i EU ETS.

Sammantaget ser vi störst fördelar med att både avfallsförbränning och avfall som läggs på deponi inkluderas i EU ETS men att höga schablonvärden används för deponering. Ett annat alternativ är att avfallsförbränning inkluderas i EU ETS och att EU samtidigt inför ett förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall. Vår bedömning är att dessa två alternativ är de som bäst överensstämmer med principerna i EU:s avfallshierarki och som, av de analyserade scenarierna, ger störst kostnadseffektivitet och samhällsekonomisk effektivitet för EU som helhet. Båda alternativen har potential att minska utsläppen från förbränning av fossil plast och säkerställa likvärdiga konkurrensvillkor mellan medlemsstaterna. Det är också angeläget för att undvika snedvridningar då utsläpp från uppvärmning av byggnader inkluderas i EU ETS2 från 2027. Om avfallsförbränning fortsatt undantas kan det ges omotiverade kostnadsfördelar jämfört med andra uppvärmningsbränslen.

Att inkludera avfallsenergianläggningar i EU ETS och införa ett förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall skapar inte några incitament för infångning av deponigas. Ett förbud kan också ha lägre efterlevnad.

En stor utmaning i båda dessa alternativ är risken för illegal avfallshantering. Detta beror på att kostnaderna för avfallshanteringen bara i begränsad utsträckning kan föras vidare uppströms i värdekedjan. Därmed skapas ett utrymme för aktörer att tjäna betydande summor på att hantera avfall illegalt och på så sätt undvika kostnader från utsläppsrätter. Det kan röra sig både om illegal hantering inom unionen eller illegal export av avfall. En annan konsekvens av att kostnader inte flyttas uppåt i värdekedjan är att priset på varor som sätts på marknaden inte speglar den faktiska kostnaden för avfallshanteringen. Eftersom ungefär 95 procent av de fossila utsläppen från avfallsförbränning kommer från plast handlar detta om varor tillverkade av plast. När kostnaderna för plastens miljö- och klimatpåverkan inte avspeglas i priset leder det till en samhällsekonomiskt sett onödigt hög konsumtion av plast.

Ett sätt att säkerställa att en större del av kostnaden flyttas uppströms till producenter som sätter produkter som innehåller plast på marknaden är att införa sådana krav inom relevanta producentansvar. Det skulle exempelvis kunna ske genom att producentansvarsorganisationer åläggs att bära utsläppsrättskostnaderna för avfallsförbränningen. I teorin bör producenter som använder återvunnen plast slippa betala en sådan kostnad. I praktiken kan detta dock vara svårt att genomföra, eftersom det riskerar att leda till att mer återvunnen plast allokeras till produkter som säljs på EU-marknaden, vilket kan skapa marknadsstörningar och underminera systemets effektivitet.

Tabell 2. Sammanfattning av bedömning av scenarier utifrån kriterier

Scenario	Klimat- och miljönytta	Kostnadseffektivitet	Genomförbarhet
1. <i>Grundscenario</i>	Svaga incitament för minskade utsläpp från avfallsförbränning och infångning av deponigas.	Länder kommer att konkurrera om avfall och suboptimala lösningar skapas.	Administrativt som idag. Låg samhällsekonomisk effektivitet då mer avfall kan hamna på deponi och konkurrensen med andra el- och värmealternativ snedvrids. Länder som valt att inkludera avfallsförbränning i ETS missgynnas.
2. <i>Avfallsförbränning i ETS</i>	Starkare incitament för minskade utsläpp från avfallsförbränning men risk för ökad deponering.	Enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning men ökad risk för mer deponi, delvis illegal.	Ökade kostnader för mätning av utsläpp från avfallsförbränning. På sikt risk att länder med mycket avfallsförbränning missgynnas och länder med mycket deponi gynnas jämfört med idag. Ökad risk för illegal hantering av avfall.
3. <i>Avfallsförbränning i ETS och deponiförbud</i>	Starkare incitament för minskade utsläpp från avfallsförbränning och mindre deponering av brännbart och organiskt avfall, men effekten osäker pga. risken för illegal avfallshantering och avfallsexport. Inga incitament för infångning av deponigas.	Enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning och harmoniserad deponilagstiftning men risk att avfall hanteras illegalt eller exporteras.	Ökade kostnader för mätning av avfallsförbränning. Högre samhällsekonomisk effektivitet i EU men länder med mycket effektiv avfallsförbränning gynnas medan länder med mycket deponi missgynnas jämfört med idag. Ökad risk att avfall hanteras illegal eller exporteras.
4. <i>Avfallsförbränning och deponering i ETS</i>	Starkare incitament för minskade utsläpp från avfallsförbränning och deponier, inkl. mindre deponering av brännbart och organiskt avfall. Effekterna riskerar dock begränsas om låga utsläppsfaktorer används vid deponering samt att avfall hanteras illegalt eller exporteras	Enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning och deponi. Försvagas dock av möjligheten att använda låga utsläppsfaktorer för deponering samt en ökad risk att avfall hanteras illegalt eller exporteras.	Ökade kostnader för mätning och verifiering för avfallsförbränning och aktiva deponier. Medlemsstater med mycket effektiv avfallsförbränning gynnas medan länder med mycket deponi missgynnas. Ökad risk för illegal hantering av avfall och export.
5. <i>Avfallsförbränning och deponier med schablon-utsläpp i ETS</i>	Starkare incitament för minskade utsläpp från avfallsförbränning och deponier, inkl. mindre deponering av brännbart och organiskt avfall. Effekten kan motverkas av en ökad risk att avfall hanteras illegalt eller exporteras.	Enhetligt pris på utsläpp från avfallsförbränning och deponi som tar hänsyn till de större osäkerheterna vid deponering. Kostnadseffektiviteten kan motverkas av ökad risk att avfall hanteras illegalt eller exporteras.	Ökade kostnader för mätning och verifiering för avfallsförbränning och aktiva deponier. Hög samhällsekonomisk effektivitet i EU men länder med mycket effektiv avfallsförbränning gynnas medan länder med mycket deponi missgynnas. Ökad risk för illegal hantering av avfall och export.

En annan utmaning är att stora avfallsdeponiföretag och länder med mycket aktiv deponering skulle missgynnas. Det finns privata företag som har starka intressen i framför allt deponier men också i avfallsförbränningsanläggningar som är verksamma i flera av EU:s medlemsstater och som omsätter flera miljarder euro per år. Det största är franska Veolia som omsätter över 40 miljarder euro per år, vilket är jämförbart med stora stål företag som ArcelorMittal och Thyssenkrupp, och som har verksamhet i nästan alla EU:s länder.

Det kan också förväntas uppstå ett visst motstånd från avfallsförbränningsanläggningar som finns i länder som inte inkluderat dessa i EU ETS. Detta var fallet även i Sverige innan anläggningarna inkluderades, vilket hänger ihop med att anläggningarnas kostnader ökar när de behöver köpa utsläppsrätter motsvarande sina utsläpp. För att möjliggöra en mjukare övergång kan därför fri tilldelning av utsläppsrätter till avfallsförbränningsanläggningar behövas initialt, med en succesiv utfasning. Detta skulle t.ex. kunna motiveras av att anläggningarna hanterar ett samhällsviktigt avfallsproblem och av att råvaran är förknippad med en reell risk för koldioxidläckage. Jämfört med annan el- och värmeproduktion som alltid behöver ske lokalt och inte kan importeras ifrån tredjeland (bortsett ifrån vissa gränsområden i vid EU:s yttre gräns), finns det en risk för att avfallet exporteras till tredjeland och hanteras illegalt. Därav kan det finnas en större logik i att låta avfallsförbränningsanläggningarna få ta del av fri tilldelning jämfört med övriga el- och värmeproducenter. För att uppnå detta skulle man i så fall behöva införa ett nytt riktmärke för avfallsförbränning i EU ETS.

Analysen visar också att grundscenariot där inga förändring sker eller om bara avfallsförbränningsanläggningar i EU ETS har lägst förenlighet med EU:s avfallshierarki samt har lägre kostnadseffektivitet och samhällsekonomisk effektivitet för EU som helhet. Vi ser därmed en stor fördel med en harmonisering inom EU eftersom dagens styrmedel, där mycket hänger på medlemsstaterna, inte bedöms kunna leda oss till nettonollutsläpp inom union till 2050.

Vi ser också fördelar med att kombinera ett förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall med en inkludering av deponering i EU ETS. Det skulle skapa en större tydlighet och säkerställa att avfallshierarkin följs. Förbudet skulle kunna gälla för små deponier så att dessa kan undantas från ETS. Det skulle också möjliggöra en öppning för faktiska utsläppsvärden från deponering på sikt när tekniken för detta utvecklats.

Ett alternativ för att åstadkomma en harmonisering är en avgift eller ett handelssystem (alternativt en skatt) som träffar fossilindustrin eller produkter som innehåller icke återvunnen plast utifrån plastens utsläpp i hela livscykeln samtidigt som det skapas tydliga mål för minskade växthusgasutsläpp från avfallsförbränning.⁴⁸ Detta skulle också kunna beakta andra negativa effekter

⁴⁸ Ett alternativ är också att ha avgiften på producenter av plastråvara. Dessa anläggningar ingår idag i EU ETS. En nackdel med detta alternativ är risken för koldioxidläckage. Således skapas behov av en mekanism liknande CBAM som på sikt åtminstone också behöver vara nedströms. Naturvårdsverket har i en rapport konstaterat att detta är relativt utmanande jämfört med de varor som redan ingår i CBAM (Naturvårdsverket, 2025).

utöver utsläppen av växthusgaser, t.ex. nedskräpning och mikroplaster. Intäkterna från denna avgift eller handelssystem skulle sedan kunna finansiera åtgärder för ökad materialåtervinning i första hand, och investeringar i CCUS på avfallsförbränning i andra hand.⁴⁹ Det kan vara politiskt utmanande att lägga kostnader direkt på produkter, men det är värt att notera att EU sedan 2021 redan har en ”plastavgift” på 0,80 euro per kg för plastförpackningar som inte materialåtervinns.

Utöver att skapa intäkter till EU-budgeten syftar plastavgiften till att skapa incitament för ökad materialåtervinning och en minskad mängd plast på marknaden. Den har dock hittills haft begränsad effekt, eftersom många medlemsstater inte valt att införa någon motsvarande plastavgift utan bara betalat avgiften ur den egna statsbudgeten. Intäkterna från plastavgiften uppgår till drygt 7 miljarder euro per år, vilket är ungefär dubbelt så mycket mot vad intäkterna skulle bli om avfallsförbränningsanläggningar i EU skulle behöva betala ett utsläppsprattspris på 100 euro per ton CO₂.

Ett praktiskt möjligt alternativ, motiverat av att priset på plastprodukter inte speglar deras miljö- och klimatkostnader fullt ut över livscykeln, skulle därmed kunna vara att höja plastavgiften och eventuellt införa en avgift på andra produktströmmar som innehåller plast och som är svåra att materialåtervinna men administrativt enkla att följa. En plastavgift som genererar intäkter skulle även kunna kombineras med att avfallsförbränningsanläggningar och deponering inkluderas i EU ETS, alternativt förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall, då detta effektivt skulle motivera de investeringar som behövs utan en ökad risk för illegal hantering eller export av plastavfall.

⁴⁹ För mer diskussion kring detta, se t.ex. Energimyndigheten (2023), SOU 2024:67, Naturvårdsverket (2025).

6. Källförteckning

- Anshassi, M.; Townsend, T.G. (2021). *Reviewing the underlying assumptions in waste LCA models to identify impacts on waste management decision making*. Journal of Cleaner Production, vol. 313.
- Anshassi, M.; Smallwood, T.; Townsend, T.G. (2022). *Life cycle GHG emissions of MSW landfilling versus incineration: Expected outcomes based on US landfill gas collection regulations*. Waste Management, vol. 142:44–54.
- Avfall Sverige (2024). *Kapacitetsutredning 2024 – Energiåtervinning och mängder restavfall till år 2029*. Rapport 2024:27.
- Chandel, M.K.; Kwok, G., Jackson, R.B.; Pratson L.F. (2012). *The potential of waste-to-energy in reducing GHG emissions*. Carbon management, vol. 3(2): 133–144.
- CE Delft (2025). *Waste incineration under the EU ETS assessment of climate benefits – Update 2025*.
- CEWEP (2022). *Waste-to-energy climate roadmap – Technical Annex (TA)*.
- Dogniaux, M. et al. (2025). *Global satellite survey reveals uncertainty in landfill methane emissions*. Nature 647(8089): 397–402.
- Interpol (2020). *Strategic analysis report: Emerging criminal trends in the global plastic waste market since January 2018*.
- Energimyndigheten (2023). *Styrmedel för CCS och CCU*. ER 2023:26.
- Naturvårdsverket (2025). *Utveckling av EU:s gränsjusteringsmekanism CBAM Lärdomar, förbättringsmöjligheter och lämpligheten av utvidgning*. Skrivelse 2025-10-02.
- Ouedraogo, A.S.; Kumar, A.; Frazier, R.; Sallam, K.A. (2024). *Comparative Life Cycle Assessment of Landfilling with Sustainable Waste Management Methods for Municipal Solid Wastes*. Environments, vol. 11(248).
- Pheakdey, D.V.; Noudeng, V.; Xuan, T.D. (2023). *Landfill biogas recovery and its contribution to greenhouse gas mitigation*. Energies vol. 16(12).
- SOU 2024:67. *Om ekonomiska styrmedel för cirkulär ekonomi*.
- Wang, Y.K.; Levis J.W.; Barlaz M.A. (2019). *An assessment of the dynamic global warming impact associated with long-term emissions from landfills*. Environmental Science & Technology, vol. 54(3).