

Bilaga 1 – Aktuella åtgärder

Innehåll

ÅTGÄRDER FÖR NH₃	4
Spridning av stallgödsel – generellt, NH ₃ -1 – NH ₃ -4	4
NH ₃ -1 Bandspridning av flytgödsel	5
NH ₃ -2 Nedbrukning samma dag	6
NH ₃ -3 Nedbrukning inom 4 timmar	7
NH ₃ -4 Täckning av urinbehållare med tak	8
NH ₃ -5 Minskad användning av råprotein i djurfoder	10
ÅTGÄRDER FÖR NO_x	12
NO _x -1 Förbättrad rökgasrening på existerande förbränningsanläggningar	12
Pappers- och massaindusti – generellt, NO _x -2 – NO _x -6	16
NO _x -2 Återvinningspannor sulfatmassabruk - sodapanor	16
NO _x -3 Mesaugnar - sulfatmassabruk	19
NO _x -4 Starkgaspannor (gasdestruktionsugnar) - sulfatmassabruk	20
NO _x -5 Återvinningspannor sulfitmassabruk - sulfitlutpanor	22
NO _x -6 Energieffektivisering och ligninutvinning	22
NO _x -7 Elektrifiering och energieffektivisering av fordonsflottan och minskat transportarbete	23
NO _x -8, NO _x -9 Utfasning av äldre dieselfordon	26

Åtgärder för NH₃

Tabell 1 Åtgärdsområde 1 – NH₃ inom jordbrukssektorn

Åtgärder NH ₃	Nr.	Utsläppsreduktion 2020, (kton/år)
Byt ut bredspridning mot bandspridning	NH3-1	0,7
Bruka ned gödsel inom samma dag	NH3-2	0,5
Bruka ned gödsel inom 4 timmar	NH3-3	0,2
Tak för urinbehållare	NH3-4	0,6
Optimering av råproteinhalten i foder	NH3-5	?
Totalt		2

Spridning av stallgödsel – generellt, NH₃-1 – NH₃-3

Åtgärder vid spridning av stallgödsel är särskilt viktiga eftersom de utgör en stor del av de totala förlusterna från jordbruket och för att spridning av gödseln är det sista steget i hanteringskedjan. Vidtas inte åtgärder i det ledet kan en stor del av effekten av åtgärder i tidigare led gå förlorad, eftersom alla utsläpp som hindrats i tidigare skeden av ”gödselcykeln” förs vidare till denna sista etapp i processen där NH₃-utsläpp kan uppstå. NH₃-avgången vid spridning av gödsel kan reduceras med lämpligt spridningssätt samt tidpunkt för spridning¹.

Den tidigare vanligaste tekniken, bredspridning, fördelar gödseln genom att kasta den uppåt och bakåt. Fördelarna med bredspridning är framför allt att tekniken är relativt billig och okomplicerad. Nackdelarna är att avgången av både lukt och ammoniak kan bli stor. Dels innebär gödselns luftfärd att den kommer i direkt kontakt med luften, dels blir gödseln utspridd över en stor yta när den väl hamnar på marken. Vid spridning i växande stråsäd eller vall täcks bladverket av gödsel vilket ger en extra stor yta som kan avge NH₃. Gödseln torkar också snabbare om den sprids ut jämnt över markytan än om den placeras i strängar. Ju snabbare den utspridda gödseln torkar, desto mer NH₃ hinner avgå innan flytgödseln har trängt ner i marken².

¹ SCB (2013) Statistikdatabasen: Gödselmedel i jordbruket 2012/13 Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel.

² Ehrnebo, M. (2005) Spridning av flytgödsel, Jordbruksverkets växtnäringsethet. Jordbruksinformation 15-2005

NH₃-1 Bandspridning av flytgödsel

Bandspridning av gödsel innebär att gödseln placeras i strängar på markytan med hjälp av slangar från gödselspridaren. Bandspridning kan anses vara ett mellanting mellan konventionell spridning och direkt myllning. Genom att lägga gödseln i strängar begränsas gödselns exponeringsyta mot luften. Efter spridningen torkar normalt gödselsträngarnas yta vilket begränsar NH₃-avgången samtidigt som fukten inne i strängen möjliggör god kontakt mellan ammoniumkvävet och markpartiklarna. Åtgärden lämpar sig bäst för spridning för kort och tätbevuxen gröda på våren eller försommaren.

Metoden har under de två senaste decennierna blivit allt vanligare i Sverige. Enligt den senaste statistiken från SCB¹ uppgick spridningsandelen för bandspridning till 68 % av flytgödsel och 55 % av urin, se tabell 2. Tekniken är vanligast i södra Sverige och i slättbygderna. Det finns föreskrifter som gäller för Skåne, Blekinge och Halland och innebär att spridning av flytgödsel i växande gröda ska ske med teknik som ger låga NH₃-förluster, t.ex. bandspridning. Tekniken passar dock mindre bra på små fält med dålig markuppdelning eftersom risk för dubbelspridning och/eller mistor då uppstår, vilket är en förklaring till att den inte är lika vanlig i skogsbygder och i norra Sverige. Detta har beaktats vid bedömning av potentialen. Tekniken har också vissa begränsningar när det gäller tjock gödsel och kräver en speciell maskinutrustning för att vara genomförbart.

Tabell 2 Fördelning mellan olika spridningstekniker för flytgödsel och urin³

Gödselslag	Andel av gödslad areal som sprids med olika spridningstekniker (%)			
	Bredspridning	Bandspridning	Myllningsaggregat	Annan metod
Flytgödsel	28	68	4	0
Urin	40	55	1	4

Bandspridning gör störst nytta för att minska NH₃-avgången i växande gröda och på stubb. Skillnaden mellan band- och bredspridning är större ju kraftigare grödan eller stubben är. På öppen jord är ammoniakavgången lika stor. Dock är NH₃-avgången vid bandspridning långsammare vilket möjliggör avgångsminskning även på öppen jord med hjälp av efterföljande nedbrukning⁴. Om spridning av flytgödsel med bredspridning istället antas ske med bandspridning 2020 beräknas NH₃-avgången bli 671 ton lägre än i prognos-2017 för 2020. Den skattade

³ SCB (2016) Statistikdatabasen: Gödselmedel i jordbruket 2015/16 Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel

⁴ Jordbruksverket (2010) Minskade växtnäringsförluster och växthusgasutsläpp till 2016 – förslag till handlingsprogram för jordbruket, Rapport 2010. Bilaga 2: Åtgärder för minskade utsläpp.

marginalkostnaden är 36 kr/kg NH₃ och totalkostnaden uppgår till 24,4 miljoner kronor per år⁵. En positiv synergieffekt är som nämnts att dålig lukt minskas.

Tabell 3 Sammanställning bandspridning (istället för bredspridning)

Investeringskostnader	?
Ekonomisk livslängd	?
Årskostnad	?
Återinvesteringar	?
Totalkostnad	24,4 Mkr/år
Reduktion	671 ton/år
Marginalkostnad	36 kr/kg NH ₃
Sidoeffekter	
- Lukt	+
Kvävetillförselreducerande	Nej
Kompatibla åtgärder	Täckning, surgörning, snabbare nedbrukning
Konkurrerande åtgärder	Myllningsaggregat
Utsläppsprebyggande	Ja
Utsläppsrenande	Nej

NH₃-2 Nedbrukning samma dag

Om stallgödsel som sprids på obevuxen mark och lämnas längre än en dag utan nedbrukning istället brukas ned senast samma dag som den sprids kan NH₃-avgången minska med 454 ton NH₃ jämfört med prognos-2017 för 2020. Marginalkostnaden är beräknad till 13 kr per NH₃-N. Den årliga kostnaden år 2020 uppgår till 6,0 miljoner kr/år⁵. Kostnader har beräknats uppstå på företag där det saknas kapacitet i form av arbetskraft och traktorer för att klara av både spridning och nedbrukning samma dag. Kostnader uppstår då för att på något sätt köpa in extra kapacitet i form av arbete och traktor⁶. De angivna kostnaderna förutsätter att jordbearbetningsmomentet ska utföras ändå och nedbrukningen således inte innebär någon extra körning⁴. Därmed uppstår heller inga synergieffekter av denna åtgärd.

Tabell 4 Sammanställning nedbrukning samma dag

Investeringskostnader	N/A
Ekonomisk livslängd	N/A
Årskostnad	N/A
Totalkostnad	6,0 Mkr/år
Reduktion	454 ton/år

⁵ Jordbruksverket (2017) Preliminär bedömning av åtgärdspotential för att minska NH₃-avgång i jordbruket. PM, 2017-12-18. Dnr 4.2.17-19283

⁶ Naturvårdsverket (2013) Underlag inför förhandlingarna om översyn av EU:s luftvårdspolitik, Skrivelse, Ärendenr: NV-10577-11

Marginalkostnad	13 kr/kg NH ₃
Sidoeffekter	N/A
Kvävetillförselreducerande	Nej
Kompatibla åtgärder	Täckning, surgörning
Konkurrerande åtgärder	Myllningsaggregat
Utsläppsförebyggande	Nej
Utsläppsrenande	Nej

NH₃-3 Nedbrukning inom 4 timmar

Om stallgödsel som sprids på obevuxen mark brukas ner inom 4 timmar efter spridning istället för att brukas ned senast samma dag, kan NH₃-avgången minska med 287 ton i relation till prognos-2017⁷ för 2020. Denna potential är utöver den potential som beräknats för åtgärden nedbrukning samma dag ovan. Det har alltså i beräkningen tagits hänsyn till detta för att undvika dubbelräkning. Här antas att stallgödsel som sprids på obevuxen mark och brukas ned senast samma dag istället brukas ned inom 4 timmar efter spridning. Den årliga kostnaden är uppskattad till 17,8 miljoner kr/år och marginalkostnaden är därmed 62 kr/kg NH₃⁶.

Tabell 5 Sammanställning nedbrukning inom 4 timmar

Investeringskostnader	N/A
Ekonomisk livslängd	N/A
Årskostnad	N/A
Totalkostnad	17,8 Mkr/år
Reduktion	287 ton/år
Marginalkostnad	62 kr/kg NH ₃
Sidoeffekter	N/A
Kvävetillförselreducerande	Nej
Kompatibla åtgärder	Täckning, surgörning
Konkurrerande åtgärder	Myllningsaggregat
Utsläppsförebyggande	Ja
Utsläppsrenande	Nej

Nedbrukning inom 4 timmar efter spridning är många gånger inte möjligt i praktiken. Det finns t.ex. logistiska problem, såsom växling mellan arbetsmaskiner som är tidskrävande, vilket skulle göra arbetet ineffektivt. Uppdelning av arbetet på två maskiner fungerar heller inte utan problem, då spridning och nedbrukning (med harv eller plog) inte löper tidsmässigt i samma takt som spridning. Samarbete mellan närliggande jordbrukare är ett angeläget alternativ för att få arbetet att löpa snabbare och nedbrukningen kunde således påskyndas. De angivna kostnaderna förutsätter att jordbearbetningsmomentet ska utföras ändå och nedbrukningen

⁷ Officiell prognos av luftutsläpp inrapporterad till EU mars 2017

således inte innebär någon extra körning⁴. Därmed uppstår heller inga synergieffekter av denna åtgärd.

NH₃-4 Täckning av urinbehållare med tak

Genom att täcka lagringsbehållare för flytgödsel och urin minskar man luftväxlingen ovanför gödselytan och därmed NH₃-avgången. Från en urinbehållare utan täckning kan 40–50 % av totalkvävet gå förlorat som NH₃. Förlusterna vid lagring av flytgödsel är betydligt mindre, vanligen 5–10 %. Täckning vid lagring har genom rådgivning och lagstiftning blivit allt vanligare. Krav finns att flytgödsel- och urinbehållare i södra och mellersta Sverige ska ha täckning för att minska NH₃-avgången. Enligt SCB:s gödselmedelsundersökning för 2012/13 lagrades ca 98 % av all flytgödsel och 91 % av all urin i landet i behållare med någon form av täckning. Fördelningen mellan olika *täckningsalternativ* framgår av tabell 6.

Tabell 6 Fördelning mellan olika täckningsalternativ för täckta flytgödsel- och urinbehållare¹

Gödselslag	Fördelning mellan olika täckningsalternativ, procent av antal djurenheter		
	Svämtäcke	Tak	Annan metod
Flytgödsel	95	4	0
Urin	67	27	7

I och med att nästan alla gödselbehållare idag har någon form av täckning ligger den huvudsakliga potentialen i en *effektivare täckning än svämtäcke*. Det innebär i praktiken täckning med någon form av olika tätslutande överbyggnader som tak eller lock eller flytande plastduk (endast för mindre urinbehållare). I fall med endast svag eller ringa bildning av svämtäcke, finns det dock möjlighet att förbättra svämtäcket genom iblandning av exempelvis hackad halm eller ensilagerester. Svämtäcke kan minska avgången med upp till 50 % medan tätslutande alternativ kan sänka utsläppen med 90–95 %. Om byggnationen tillåter vindrörelse under taket halveras effekten⁴.

En flytande plastduk lämpar sig bäst för mindre behållare då plastduken kan vålla problem vid omrörning av gödsel i större brunnar. Den flytande plastduken minskar förutom NH₃-utsläppen, också luktspridning i samma utsträckning som fasta tak. Problemet med flytande plastdukar är att de inte leder bort regnvattnet, vilket innebär att lagringskapaciteten minskar när brunnen fylls med regnvatten. Om brunnen innehåller mer vatten innebär detta att större mängder gödsel måste spridas, vilket i sin tur innebär mer maskintimmar och större energiförbrukning (bl.a. diesel). Det finns möjligheter att förse plastduken med en krage längs kanten så att regnvattnet samlas på duken och kan pumpas bort vid behov. Regnvatten kan dock ändå i vissa fall komma att behövas för utspädning av flytgödseln ifall gödseln är tjock⁴.

Täckning av behållare har positiva synergieffekter utöver minskning av NH₃-utsläpp, såsom minskade växthusgasutsläpp, luktminskning och avledning av regnvatten⁸. Utsläppen av lustgas och metan är lägre med tak och plastduk jämfört med svämtäcke⁹. IPCC:s schablonvärden för metanavgång är 17 % för gödsel med svämtäcke och 10 % för de andra täckningsalternativen. Genom att hindra regnvattnet från att komma in i behållaren kan man skapa ytterligare lagringsutrymme. Täckning med fasta tak hindrar också någon människa eller något djur från att falla i brunnen. Utöver den effektiva reduktionseffekten, kräver en överbyggnad oftast mindre tillsyn och underhåll jämfört med de alternativa täckningsmetoderna, vilket innebär relativt lägre rörliga åtgärds-kostnader⁴.

Om samtliga urinbehållare som idag har svämtäcke istället antas ha tak som täckning 2020 så kan NH₃-avgången bli 632 ton lägre än i prognos-2017 för 2020. Det är en lägre potential än i tidigare bedömningar från Jordbruksverket vilket beror på att mängden gödsel som hanteras som urin är lägre⁵. Marginalkostnaden för denna åtgärd är beräknad till 19 kr per kg NH₃-N, vilket innebär 16 kr/kg NH₃¹⁰ och den totala åtgärds-kostnaden år 2020 skulle då uppgå till 9,9 Mkr/år⁵.

Tabell 7 Sammanställning tak för täckning av urinbehållare

Investeringskostnader	?
Ekonomisk livslängd	?
Årskostnad	?
Återinvesteringar	N/A
Totalkostnad	9,9 Mkr/år
Reduktion	632 ton/år
Marginalkostnad	16 kr/kg NH ₃
Synergieffekter	
- Lukt	+
- Lagringskapacitet	+
- CO ₂ -ekv	+
Kvävetillförselreducerande	Nej
Kompatibla åtgärder	Snabbare spridning, surgörning
Konkurrerande åtgärder	N/A
Utsläppsförebyggande	Ja
Utsläppsrenande	Nej

⁸ English, S., Fleming, R. (2006) Liquide MANure Storage Covers. University of Guelph Ridgetown Campus Ridgetown, Ontario, Canada. Final Report. 2006:09

⁹ Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Willén A., Nordberg Å., Salomon E., Sundberg M. (2013) Växthusgaser från rötad och örötad nötflytgödsel vid lagring och efter spridning – samt bestämning av NH₃-avgång och skörd i vårkorn. JTI-rapport Lantbruk & industri 413

¹⁰ Marginalkostnaden för åtgärderna uttryckt i kr/kg NH₃ fås genom att dividera marginalkostnaden för ammoniakkväve med 1,21 (omräkningsfaktor mellan NH₃ och NH₃-N).

NH₃-5 Minskad användning av råprotein i djurfoder

Mjolkproduktionen i Sverige är beroende av hög kvalitet på grovfoder både näringsmässigt och hygieniskt. Grovfoder är allt som oftast ”närproducerat” vilket ger andra fördelar ur till exempel ett transportkostnadsperspektiv. Sambandet mellan råproteinhalten i foderstaten och kvävemängden i gödseln har påvisats i flera studier^{11, 12}. Detta samband öppnar för möjligheten att optimera proteingivan för att minimera läckage av kväve. I projektet LIFE Ammoniak (2003), utfört av SLU har en omfattande analys gällande NH₃-utsläppen utförts. Slutrapporten konstaterar att det finns en viss medveten överutfodring av protein på mjölkgårdar, vilket bland annat överutfodringen beror på att bönderna vill hålla en viss säkerhetsmarginal till en för låg proteingiva. En generell minskning av proteingiva för alla kor är dock inte relevant, utan sänkningen av råproteinhalten och dess nytta måste utvärderas från fall till fall. Huhtanen (2013)¹³ landar i samma slutsats som LIFE NH₃ (2003) med att ingen generell minskning av proteinfoderanvändning kan rekommenderas utan att en analys på gårdsnivå måste göras för att få en adekvat optimering till stånd. Man påpekar dock att 90 % av mjölkavkastningen kan uppnås utan särskilt proteinfoder.

Hur mycket NH₃-avgången kan minskas med hjälp av optimerade foderstater beror på flera faktorer, såsom övriga foderstatens sammansättning, utfodringsrutiner och vilket stadium i laktationstiden kon befinner sig i¹¹. För att optimera foderstaten och minska kväveutsläppen behöver en foderstatsanalys göras, analyser görs av t.ex. NorFor (Nordic Feed Evaluation System). Den fulla potentialen av åtgärden är därmed inte beräknad.

Gällande kostnader kan inga kostnader som följer en minskning av proteinhalten påvisas. Kostnader kan uppstå vid uträkning och optimering av protein-/fodergivan. Denna kostnad måste i alla enskilda fall jämföras med inbesparingar som görs vid minskat inköp av proteinfoder. Huhtanen (2013) understryker att förutsatt att mjölkavkastningen kan bibehållas skall en kostnadsminskning kunna uppnås. Största fördelen med denna åtgärd är att den, till skillnad från de tidigare nämnda åtgärderna, minskar tillförseln av kväve i kedjan vilket har flera positiva effekter. Några andra positiva eller negativa synergieffekter av åtgärden för djurhälsa eller stallmiljön har inte framkommit av den litteratur som studerats.

¹¹ Sveriges Lantbruksuniversitet (2003) Bärkraftig mjölkproduktion genom minskning av ammoniakförluster på gårdsnivå, LIFE ammoniak. Rapport 5

¹² Swensson, C. (2003) Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows, N in urine and ammonia release. *Livestock Production Science* 84, 125-133

¹³ Huhtanen, P. (2013) Utfodring av mjölkkor utan proteinfoder – går det? *SLU Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap. NYTT* 2013:1

Tabell 8 Sammanställning minskad råproteinhalt i fodergivan

Investeringskostnader	Låg
Ekonomisk livslängd	N/A
Årskostnad	Låg
Återinvesteringar	?
Totalkostnad	?
Reduktion	?
Marginalkostnad	Låg
Sidoeffekter	?
Kvävetillförselreducerande	Ja
Kompatibla åtgärder	?
Konkurrerande åtgärder	?
Utsläppsförebyggande	Ja
Utsläppsrenande	Nej

Åtgärder för NOx

Tabell 9 Åtgärdsområde 2 – NOx från industri

Åtgärder NOx, Industri	Nr.	Utsläpps- minskning (kton/år)
Förbättrad rökgasrening på existerande förbränningsanläggningar	NOX-1	1–3
Förbättrad rening av sodapannor	NOX-2	0,2–1,4
Förbättrad rening av mesaugnar	NOX-3	0,5–0,9
Förbättrad rening av starkgaspannor	NOX-4	0,3–0,5
Förbättrad rening av sulfitpannor	NOX-5	0,3–0,6
Energieffektivisering och ligninutvinning	NOX-6	0,7–2
Totalt NOx, Industri		3–8,4

Tabell 10 Åtgärdsområde 3 – NOx från transporter

Åtgärder NOx, Transport	Nr.	Utsläpps- minskning (kton/år)
Åtgärder för att nå klimatmålet inom transporter till 2030	NO _x -7	4–5
Utfasning av äldre personbilar, diesel	NO _x -8	1,7
Utfasning av äldre lätta fordon, diesel	NO _x -8	0,3
Totalt NOx, Transport		5–7

NOx-1 Förbättrad rökgasrening på existerande förbränningsanläggningar

Industrin är den sektor som har de näst största utsläppen av kväveoxider. Sektorn stod för dryga 28 kton kväveoxider år 2016 vilket motsvarar 22 % av de totala utsläppen. Ungefär hälften kommer från förbränning inom industrin och den andra hälften från industriella processer. Om man tittar på utvecklingen fram till år 2030 med beslutade åtgärder och styrmedel minskar inte utsläppen i någon större utsträckning utan är på samma nivå. Utsläppen av kväveoxider från el- och fjärrvärmebranschen år 2016 var drygt 12 kton vilket nästan är i samma storleksordning som industrins utsläpp från förbränning. Även här är trenden till 2030 att utsläppen inte minskar i någon större utsträckning.

När det gäller minskning av utsläpp av NO_x finns det både förbränningstekniska och reningstekniska åtgärder. Förbränningstekniska åtgärder är bl.a. låg-NO_x-brännare (LNB) och återföring av rökgaser (EGR). De reningstekniska åtgärderna (rökgasrening) som beskrivs är selektiv katalytisk reduktion (SCR) och selektiv icke katalytisk reduktion (SNCR). Selektiv katalytisk rening (SCR) innebär rökgasrening där NO_x omvandlas till kväve och vatten genom att ett reduktionsmedel, vanligen NH₃ eller urea, reagerar med rökgaserna i en reaktor som innehåller en katalysator^{14,15}. Vid selektiv icke katalytisk reduktion (SNCR) reduceras kväveoxiderna termiskt genom tillsats av reduktionsämne, NH₃ eller urea, direkt i pannan, utan närvaro av katalysator^{16,15}. Under optimala förhållanden kan SNCR-teknik minska utsläppen med upp till 60–80 %^{17,18}. Kostnaderna för installation av SCR och SNCR beror på en mängd olika faktorer som storlek på panna, effekt, bränsle mm. En fullständig bedömning av hela det berörda beståndet förutsätter således ett omfattande dataunderlag, som dessvärre inte finns tillgängligt. Därför kan endast exempelberäkningar genomföras.

Exemplet nedan¹⁹ gäller rening med SNCR (urea) i en fjärrvärmepanna på 50 MW som har en drifttid på minst 500 timmar/år (dvs. en spetspanna) och teknisk livslängd på 20 år. Beräkningarna är gjorda med en diskonteringsränta på 4 %. Utsläppsvärdet för NO_x innan BAT-AEL är satt till 250 mg/Nm³ då detta är begränsningsvärdet för nya stora förbränningsanläggningar med en installerad tillförd effekt mellan 50 och 100 MW enligt förordning (2013:252) om stora förbränningsanläggningar. Utsläppen för NO_x med rening är satt till 150 mg/Nm³ (40 %) detta motsvarar det föreslagna begränsningsvärdet för en ny förbränningsanläggning med en effekt mellan 50 och 100 MW enligt tabell 11. Naturvårdsverket (2016)¹⁹ innehåller fler exempel med andra reningstekniker och drifttider. För drifttider under 500 h/år anses dock ingen av dessa tekniker tillämpliga och SCR anses inte tillämplig på anläggningar under 100 MW, se ovan. Rening med NH₃ som reduktionsmedel har till detta övergripande räkneexempel valts bort pga. en högre marginalkostnad enligt ovan nämnda rapport och risk för NH₃-utsläpp. Om det inte är rätt temperatur i processen, mellan 800–1000 °C¹⁵, kan nämligen för mycket NH₃ släppas igenom¹⁷. I verkligheten kan det dock finnas anläggningar där SCR eller andra reduktionsmedel är bättre lämpade eller innebär

¹⁴ Ej tillämpligt för befintliga förbränningsanläggningar på <100 MWth eller drifttider under 500 h/år.

¹⁵ Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2017/1442 av den 31 juli 2017 om fastställande av BAT-slutsatser för stora förbränningsanläggningar, i enlighet med Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU

¹⁶ Ej tillämpligt för förbränningsanläggningar under 500 h/år där pannlasten varierar kraftigt

¹⁷ US EPA (1999) Nitrogen Oxides (NO_x), Why and How they are Controlled. Technical Bulletin EPA-456/F-99-006R

¹⁸ Yara, 2011. NO_x lower than 200mg/Nm³? Tillgänglig vid: <http://www.yarabrasil.com.br/images/ICR%20FEB%20PetroMiljoHR%20LOW_tcm564-60818.pdf>

¹⁹ Naturvårdsverket (2016) Ekonomisk analys av utsläppskrav för ny reservkraft. PM 2016-03-07, opublicerat material

lägre kostnader, vilket beror på plats specifika förutsättningar. SNCR kan till exempel inte användas i gasturbiner.

Tabell 11 Kostnadsberäkning rökgasrening med SNCR i fjärrvärmeverk^{19,20}

	Enhet	SNCR Urea (45%)
Rökgasström	Nm ³ /h	80 000
NOx motsvarande krav enligt 63 § 3 SFS 2013:252.	mg/Nm ³	250
NOx med BAT AEL	mg/Nm ³	150
Investeringskostnad	kr	2 000 000
Reduktionsmedel	kr/h	39
Övriga driftskostnader (bl.a. vatten, energi, lufttryck)	kr/h	27
<i>Årskostnad vid drifttid 500h/år</i>	kr/år	180 000
<i>Reduktion vid drifttid 500h/år</i>	kg NOx	4000
Kostnad reducerad NOx, drifttid 500h/år²¹	kr/kg rening	45
Kostnad reducerad NOx, drifttid 1500h/år	kr/kg rening	21

Ett annat förenklat angreppssätt är att utgå från NOx-avgiftssystemets information om producerad nyttiggjord energi och utsläpp som grupp²². I avgiftssystemet ingår drygt 400 anläggningar både från el- och fjärrvärmesektorn och industrin. Vi har här uppskattat vad potentialen skulle vara om anläggningarna skulle ha ett genomsnittligt utsläpp motsvarande 150 mg/Nm³ eller 225 mg/Nm³. Dessa begränsningsvärden har räknats om till 0,18 kg/MWh och 0,27 kg/MWh²³.

Enligt de beräkningar som redovisas i tabell 12 nedan görs en grov uppskattning att det finns en potential till minskade utsläpp inom NOx-avgiftsgruppen på ytterligare 1–3 kton. Vilken exakt teknik som skulle användas för att få till denna minskning beror på individuell anläggning och därför kommer även kostnaden variera.

²⁰ Anthesis Enveco (2018) Underlag till nationellt luftvårdsprogram – framtagande av åtgärds paket och styrmedelsmix

²¹ $(2\,000\,000\text{ kr} * 0,04)/(1-1,04^{-20}) = 147\,163\text{ kr}$; $(39+27)\text{kr/h} * 500\text{h} = 33\,000\text{ kr}$;
 $33\,000 + 147\,163 = 180\,163\text{ kr}$ || $80\,000\text{ Nm}^3/\text{h} * 500\text{ h} = 40\,000\,000\text{ Nm}^3$; $(250-150)\text{ mg NOx/Nm}^3 * 40\,000\,000\text{ Nm}^3 = 4\,000\,000\,000\text{ mg NOx} = 4\,000\text{ kg NOx}$ || $180\,000\text{ kr} / 4\,000\text{ kg reduktion} = 45\text{ kr/kg}$

²² Naturvårdsverket (2018) Årlig resultatsammanställning av kg NOx per MWh år 2017, naturvardsverket.se (resultat för kväveoxidavgiften)

²³ Förenklat beräkning där vi antagit att 150 mg/Nm³ motsvarar 50 mg/MJ givet trädbränsle och 6 % syre. 1 kWh är lika med 3,6 MJ.

Tabell 12 Sammanfattning av beräkningar för potential av utsläppsminskningar utifrån sammanställd statistik för 2017 i NOx-avgiftssystemet

	Sammanställning av statistik för 2017, samtliga anläggningar	Anläggningar med genomsnittlig utsläppsnivå över 150 mg/Nm ³ (0,18 kg/MWh)	Anläggningar med genomsnittlig utsläppsnivå över 225 mg/Nm ³ (0,27 kg/MWh)
Summa producerad energi (GWh)	71 500	27 300	11 400
Summa utsläpp, NOx (kton)	12,3	7,6	4,1
Genomsnittlig utsläppsnivå (kg/MWh)	0,24	0,31	0,38
Potential* (kton NOx)		3,4	1,2

* räknas ut genom att ta skillnaden mellan den genomsnittliga utsläppsnivå och begränsningsvärdet och sedan multiplicerat detta med mängden producerad energi.

När det gäller kostnader kan noteras att åtgärden är beräknad med en 50 % högre investeringskostnad för befintliga anläggningarna på 3 Mkr, i relation till nya anläggningar, ca 2 Mkr. Driftskostnaderna bedöms vara lika för både nya och befintliga anläggningar och i storleksordningen 33 tkr/år. Det ger en årskostnad på 254 000 kr antaget en livslängd på 20 år och 4 % diskonteringsränta²⁴. Marginalkostnaden har uppskattats till 74 kr/kg NOx och totalkostnaden till 255 Mkr/år vid en rening vid en hög grad av rening (drygt 3 kton/år).

Tabell 13: Sammanställning rökgasrening stora förbränningsanläggningar

Investeringskostnader per anläggning	3 Mkr
Ekonomisk livslängd	20 år
Driftskostnader	33 tkr/år
Årskostnad per anläggning	327 tkr/år
Återinvesteringar	N/A
Totalkostnad	255 Mkr/år
Reduktion	1–3 kton/år
Marginalkostnad	74 kr/kg
Synergieffekter	
- CO ₂ -ekv	?
- Kväveföreningar	?
Kvävetillförselreducerande	Nej
Kompatibla åtgärder	N/A
Konkurrerande åtgärder	N/A
Utsläppsförebyggande	Nej
Utsläppsrenande	Ja

²⁴ $(3000000 \cdot 0,04) / (1 - 1,04^{-20}) = 220\,745 \parallel (39+27) \text{kr/h} \cdot 500 \text{h} = 33\,000 \text{kr}$

Pappers- och massaindustri – generellt, NOx-2 – NOx-6

I inom pappers- och massaindustrin har utsläppen varit mer eller mindre konstanta sedan 90-talet. Papper- och massaindustrins sodapannor stod för 74 % av processutsläppen år 2016. När man tittar på utvecklingen fram till 2030 är nuvarande bedömning att utsläppen fortsätter att ligga kvar på samma nivå.

Industriutsläppsdirektivet²⁵ (2010/75/EU) började tillämpas den 7 januari 2013. En av de viktigaste förändringarna är att s k BAT-slutsatser fick en mer framträdande roll än tidigare. Det finns olika typer av BAT-slutsatser. I industriutsläppsdirektivet är det särskilt viktigt att särskilja BAT-slutsatser med utsläppsvärden (BAT Associated Emission Levels, BAT-AEL:er) från andra BAT-slutsatser, d.v.s. sådana utan utsläppsvärden. En verksamhetsutövare måste följa BAT-slutsatser med utsläppsvärden senast fyra år efter det att slutsatser för den huvudsakliga industriutsläppsverksamheten offentliggjorts i EUT5. Utsläppsnivåerna anges oftast som ett intervall. Utsläppen får maximalt uppgå till det övre värdet i intervallet. BAT-slutsatser med utsläppsvärden gäller under normala driftförhållanden. BAT-AEL, liksom övriga BAT-slutsatser²⁶, ska användas som referens vid tillståndsprövning enligt miljöbalken (1 kap. 13 § IUF). Utsläppsvärdena är angivna som intervall. Det övre värdet i intervallet är bindande om inte särskild dispens har medgetts. Det nedre värdet i intervallet visar vad de bästa anläggningarna klarar. BAT-slutsatserna för produktion av massa, papper och kartong offentliggjordes i EU:s officiella tidning (EUT) den 30 september 2014²⁷. Fyra år efter offentlig-görandet, d.v.s. den 30 september 2018 ska BAT-slutsatserna tillämpas fullt ut, vilket innebär att BAT-AEL är bindande som begränsningsvärden från och med denna tidpunkt. Dessförinnan ska BAT-slutsatserna användas som referens vid tillståndsprövning.

NOx-2 Återvinningspannor sulfatmassabruk - sodapannor

Med återvinningspannor avses sodapannor inom sulfatmassabruk samt sulfitlutpannor vid sulfitmassabruk, se längre ned i dokumentet. Pannorna används för att förbränna indunstad svartlut eller tjocklut vid en torrhalt på mellan 70 och 80 %. Svartluten innehåller dels oorganiska ämnen som härrör från kokluten eller vitluten, dels organiska ämnen från veden. Sodapannan ingår i massabrukens kemikaliecykel för återvinning av de förbrukade kokkemikalierna. I tabell 14 redovisas beräkning av hur mycket utsläppet skulle kunna reduceras om man kommer till den undre nivån för BAT-AEL jämfört med dagens utsläpp en liknande

²⁵ Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar) (omarbetning)

²⁶ Slutsats om bästa tillgängliga teknik

²⁷ Kommissionens genomförandebeslut (2014/687EU) av den 26 september 2014 om fastställande av BAT-slutsatser för produktion av massa, papper och kartong, i enlighet med Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU

beräkning är även utförd ifall man når en nivå som ligger mitt emellan den undre och övre nivån (BAT-AEL medel).

Tabell 14: Uppskattad potential för minskade utsläpp av kväveoxider från sodapannor beräknad utifrån BAT-AEL som representerar ett intervall mellan nedre BAT-AEL och ett medelvärde på BAT-AEL.²⁸

Sulfatmassabruk: NOx sodapannor 2017	Prod		BAT-AEL medel	Minskning "medel"	BAT-AEL undre	Minskning "undre"
ton NOx	kADt	kg NOx/ADt	kg NOx/ADt	ton NOx	kg NOx/ADt	ton NOx
563	396	1,42	1,3	49	1,0	167
829	586	1,41	1,3	67	1,0	243
342	247	1,38	1,1	70	0,8	144
279	229	1,22	1,1	27	0,8	96
311	266	1,17	1,3	0	1,0	45
726	656	1,11	1,3	0	1,0	201
287	266	1,08	1,1	0	0,8	74
368	367	1,00	1,1	0	0,8	75
505	506	1,00	1,1	0	0,8	101
179	181	0,99	1,1	0	0,8	34
639	653	0,98	1,1	0	0,8	117
399	443	0,90	1,1	0	0,8	45
322	370	0,87	1,3	0	1,0	0
658	757	0,87	1,3	0	1,0	0
60	69	0,87	1,1	0	0,8	5
273	315	0,87	1,3	0	1,0	0
216	267	0,81	1,1	0	0,8	2
499	643	0,78	1,1	0	0,8	0
419	556	0,75	1,1	0	0,8	0
167	226	0,74	1,1	0	0,8	0
182	280	0,65	1,3	0	0,8	0
Summa	8 223	8 279		213		1 348

Det är inte självklart att det går att bygga om alla befintliga sodapannor så att man når det nedre BAT-AEL genom optimering av förbränningstekniken. Det är ändå ett värde som har uppnåtts i pannor som från början varit byggda på ett ur utsläppssynpunkt optimalt sätt. Av betydelse är också hur hårt pannan är belastad. De pannor som når de lägsta värdena är främst pannor som inte belastats så hårt. Det finns flera olika sekundära reningstekniska åtgärder som diskuteras i samband med sodapannor ingen av dem finns i dagsläget kommersiellt tillgängliga. De

²⁸ BAT-AEL: 0,8 – 1,4 kgNOx/ADt (TS < 75 %) och 1,0 – 1,6 kgNOx/ADt (TS 75-85 %), där ADt står för air-dry tonne och betecknar lufttorrt ton pappersmassa och TS representerar torrhalten.

metoder man framförallt diskuterat är rening med SCR, klordioxidskrubber eller SNCR.

Räkneexemplet för totalkostnadsuppskattning för åtgärd NO_x-2 är osäker och har därför uppskattats och angivits i ett spann från 35–235 Mkr/år. Den lägsta kostnaden är beräknad med antagandet att alla befintliga pannor optimerar förbränningen motsvarande nedre BAT-AEL, vilket ger en potentiell minskning på 1,4 kton NO_x (tabell 14), genom ombyggnation. Investeringskostnaden har uppskattats till ca 10 Mkr och marginalkostnaden har uppskattats till ca 25 kr/kg NO_x³⁰. Den totala kostnaden med dessa antaganden är uppskattad till 35 Mkr/år. Det högre spannet av totalkostnaden på 235 Mkr/år är uppskattad utifrån att alla pannor istället installerar/implementerar sekundära metoder, såsom rökgasrening med SCR eller klordioxidskrubber. Investeringskostnaden har grovt uppskattats till ca 220 Mkr per anläggning och kostnaden per kg NO_x till ca 168 kr³⁰.

När det gäller SCR-teknik så är den största tröskeln att det blir väldigt kostsamt. Eftersom katalysatorn behöver en viss temperatur måste den sitta tidigare i rökgasflödet, innan senare steg för värmeåtervinning. För att undvika igensättning och förgiftning av katalysatorn måste elfiltren i sin tur sitta före katalysatorn. P.g.a den högre temperaturen blir rökgasflödet betydligt större och elfiltren måste byggas i större dimensioner. Nya större elfilter är kostsamma och har sagts vara så tunga att de inte kan placeras ovanpå befintliga sodapannebyggnaden. Om SCR-teknik skulle kunna appliceras ligger den uppskattade reduktionspotentialen på ca 80 %.

Man har utfört pilotförsök på Gruvöns bruk 2007 med så kallad klordioxid-skrubber. Tekniken innebär att man i ett första skrubbersteg oxiderar NO till NO₂ med klordioxid. Sammanfattning av resultatet från pilotförsöket; Den bildade kvävedioxiden absorberas i ett andra steg med natriumsulfit. NO_x-reduktionen blev i det närmaste total, över 90 %. För att överföra konceptet från pilotskala till en fullstor anläggning krävs ytterligare utvecklingsarbete, bl.a. vad gäller värmeåtervinning och konstruktionsmaterial. Ett avloppsflöde innehållande 300 kg/d totalkväve i form av nitrat/nitrit skulle uppstå. I vilken utsträckning det skulle kunna tillgodogöras i bioreningen är inte känt. Sannolikt skulle ett reningssteg med denitrifikation av kvävet till kvävgas behöva byggas. Om tekniken skulle vara applicerbar finns uppskattningar på ca 80 % reduktionspotential.

SNCR i sodapannor har under en lång tid avfärdats av branschen (Sodahuskommittén) pga risken för explosioner inne i sodapannan. Man har då utgått från insprutning av urea eller ammoniak i vattenlösning. Valmet kom 2008²⁹ med en rapport där man gjort en utredning där man ansåg sig ha visat att ammoniak kan tillsättas i gasform på ett säkert sätt. Man visade på en reduktion på ca 40 %. Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning (SSVL) har sedermera bestämt sig för att göra en utredning av frågan gemensamt för

²⁹ Margareta Lundberg (2008) SNCR för sodapannor. Valmet.

branschen. Ett antal ytterligare företag har anslutit sig för att bekosta studien. Utredningen är inte klar ännu.

Sodapannor beräknas ha en livslängd på cirka 50 år. Enligt en bedömning 2010³⁰ noterades att det fanns 27 sodapannor vid sulfatmassabruk. Vid några bruk finns mer än en panna. De flesta pannor har en effekt av mellan 100 och 300 MW och ungefär en tredjedel en effekt över 300 MW. Av de sodapannor som då var i drift i Sverige var det 5 pannor som var yngre än 10 år och 12 st som var äldre än 35 år. Detta innebär att mer än hälften kan vara väl över 50 år gamla år 2030. En möjlighet som lyfts fram av Naturvårdsverket 2004³¹ var att minska utsläppen i samband med ny- eller ombyggnation av sodapannor. I samband med utbyte finns det större möjligheter att implementera sekundära metoder.

NOx-3 Mesaugnar – sulfatmassabruk

Vid sulfatmassabruken är mesaugnarna en väsentlig utsläppskälla, om än inte lika stor som sodapannorna. I tabell 15 redovisas beräkning av hur mycket utsläppet skulle kunna reduceras om man kom ner till den undre nivån för BAT-AEL jämfört med dagens utsläpp en liknande beräkning är även utförd ifall man når en nivå som ligger mitt emellan den undre och övre nivån (BAT-AEL medel).

Det finns både negativa och positiva trender för mesaugnar. Mesaugnarna eldas traditionellt med tjock eldningsolja. Flera bruk har dock övergått till att elda beckolja. Bruken levererar tallolja som uppkommer i massaprocessen till externa företag som utvinnet värdefulla komponenter i talloljan och sen säljer ”restoljan”, dvs beckolja, tillbaka till bruken. Beckolja är alltså ett biobränsle och positivt ur klimatsynpunkt. Vissa bruk menar dock att man får ett högre NOx-utsläpp pga att beckoljan har en högre kvävehalt än fossil eldningsolja. Detta är dock inte helt belagt. Vissa andra bruk har konverterat sina mesaugnar till att eldas med fast biobränsle (pellets som mals till pulver innan det matas in i brännarna). Detta är förstås också klimatpositivt. Även här har sagts att man skulle få högre NOx-utsläpp. Inte heller detta är dock belagt.

Vid sidan om dessa två negativa trender finns en positiv möjlighet, SNCR. Mesaugnarna är i princip samma teknik som en roterugn i cementindustrin, och där anses SNCR vara BAT. SNCR borde alltså vara en teknik som skulle kunna tillämpas även i mesaugnar.

³⁰ ÅF-Engineering AB (2010) Metoder för NOx reduktion på sodapannor

³¹ Naturvårdsverket (2004) Förslag för kostnadseffektiv minskning av kväveoxidutsläpp: kväveoxidavgift och handelssystem för utsläppsrätter. Rapport 5356

Tabell 15: Uppskattad potential för minskade utsläpp av kväveoxider från mesaugnar beräknad utifrån BAT-AEL som representerar ett intervall mellan nedre BAT-AEL och ett medelvärde på BAT-AEL.³²

Sulfatmassa- bruk Mesaugn, 2017	Prod- uktion	BAT-AEL medel	Minskning "medel"	BAT-AEL undre	Minskning "undre"
ton NOx	kADt	kg NOx/ADt	Ton NOx	kg NOx/ADt	ton NOx
236	656	0,15	138	0,1	170
209	757	0,15	96	0,1	134
73	267	0,15	33	0,1	47
161	653	0,15	63	0,1	96
88	367	0,15	33	0,1	51
42	181	0,15	15	0,1	24
128	556	0,15	45	0,1	72
87	396	0,15	28	0,1	48
14	69	0,15	4	0,1	7
118	586	0,15	30	0,1	59
101	506	0,15	25	0,1	50
63	315	0,15	16	0,1	31
48	247	0,15	10	0,1	23
40	229	0,15	6	0,1	17
37	266	0,15	0	0,1	10
32	266	0,15	0	0,1	5
53	443	0,15	0	0,1	9
33	280	0,15	0	0,1	5
69	643	0,15	0	0,1	5
38	370	0,15	0	0,1	1
23	226	0,15	0	0,1	0
Summa	1 693	8 279	540		865

NOx-4 Starkgaspannor (gasdestruktionsugnar) – sulfatmassabruk

En tredje NO-källa vid sulfatmassabruken är starkgaspannorna. I dessa pannor destrueras starkt luktande svavelföreningar. I tabell 16 redovisas beräkningar för potentialen på samma sätt som ovan, dvs utsläppsminskningen om alla skulle nå ner till undre värdet på BAT-AEL alternativt BAT-AEL medel. Observera att alla sulfatmassabruk inte har starkgaspannor. Vid en del bruk bränns starkgaserna i mesaugnen eller i sodapannan.

³² BAT-AEL: 0,1 – 0,2 kgNOx/ADt (flytande), där ADt står för air-dry tonne och betecknar lufttorrt ton pappersmassa.

Tabell 16: Uppskattad potential för minskade utsläpp av kväveoxider från starkgaspanna beräknad utifrån BAT-AEL som representerar ett intervall mellan nedre BAT-AEL och ett medelvärde på BAT-AEL.³³

Sulfatmassabruk NOx starkgaspanna, 2017	Produktion	BAT-AEL medel	Reduktion	BAT- AEL undre	reduktion
ton NOx	kADt	kg NOx/ADt	ton NOx	kg NOx/ADt	ton NOx
194	656	0,055	158	0,01	187
15	69	0,055	11	0,01	14
48	229	0,055	35	0,01	46
51	266	0,055	36	0,01	48
45	266	0,055	30	0,01	42
67	653	0,055	31	0,01	60
38	643	0,055	3	0,01	32
24,6	443	0,055	0	0,01	20
20	556	0,055	0	0,01	14
9	370	0,055	0	0,01	5
17	757	0,055	0	0,01	9
8	367	0,055	0	0,01	4
5	315	0,055	0	0,01	2
1	226	0,055	0	0,01	0
0	181	0,055	0	0,01	0
0	267	0,055	0	0,01	0
0	247	0,055	0	0,01	0
0	280	0,055	0	0,01	0
0	506	0,055	0	0,01	0
0	586	0,055	0	0,01	0
0	396	0,055	0	0,01	0
Summa	541	8 279	305		484

Enligt tabellen skulle utsläppet minska med 484 ton om samtliga bruk kom ner till undre värdet för BAT-AEL. Liksom för sodapannor och mesaugnar är det förstås optimistiskt att alla skulle nå ner till det lägre värdet bara genom ombyggnad. Det som fordras för att få låga värden är att man tillämpar stegvis förbränning. Platsbrist kan vara ett hinder för befintliga starkgaspannor. Nya pannor däremot kan komma ner till mycket låga värden. Ett problem kan vara om metanol som bränns i starkgaspannorna innehåller mycket kväve. Två bruk håller dock på att utveckla teknik för att reducera kväveinnehållet i metanolen.

³³ BAT-AEL: 0,01 – 0,1 kgNOx/ADt, där ADt står för air-dry tonne och betecknar lufttorrt ton pappersmassa.

NOx-5 Återvinningspannor sulfitmässbruk – Sulfitlutpannor

Även vid bruk som tillverkar sulfitmässbruk finns återvinningspannor, dvs pannor där indunstad lut förbränns för återvinning av kokkemikalier och produktion av energi. Dessa benämns ”sulfitlutpannor” eller bara ”lutpannor”. I Sverige finns bara tre sulfitmässbruk. BAT-AEL är för lutpannorna angivna som koncentration, ”mg NOx/Nm³ torr gas vid 5 % syre”. I tabell 17 redovisas beräkningar för möjlig reduktion om dessa tre bruk skulle kunna sänka sina utsläpp ner till det undre värdet på BAT-AEL alternativt BAT-AEL medel.

Tabell 17: Uppskattad potential för minskade utsläpp av kväveoxider från starkgaspanna beräknad utifrån BAT-AEL som representerar ett intervall mellan nedre BAT-AEL och ett medelvärde på BAT-AEL.³⁴

Sulfitmässbruk: Lutpannor	ton NOx 2017	mg NOx/Nm ³	BAT medel ton	Reduktion ton NOx	BAT undre ton	Reduktion ton NOx
	460	343	248	212	134	326
	26	168	28	0	15	10
	461	223	382	79	207	254
Summa	947			290		591

Samma diskussion som för sodapannorna om säkerhetsrisker och eventuella möjligheter till SNCR gäller lutpannorna.

NOx-6 Energieffektivisering och ligninutvinning

Energieffektivisering innebär att åtgärder vidtas för att minska värmebehovet, på det sättet minskar också behovet av förbränning. Vid sulfat- och sulfitmässbruk produceras den största mängden värme (ånga) i återvinningspannorna (sodapannor vid sulfatmässbruk; sulfitlutpannor vid sulfitmässbruk). En väsentlig del av ångan produceras också i brukens fastbränslepannor, vilka till största delen eldas med bark. Vid övriga massa- och pappersbruk sker värmeproduktionen på varierande sätt med fastbränslepannor, oljepannor och naturgaspannor.

I återvinningspannorna förbränns förbrukad koklut (svartlut, sulfitlut), lignin från veden alstrar energi och kokkemikalierna natrium och svavel återvinns kokkemikalierna ur den använda kokluten. Eftersom kokkemikalierna kontinuerligt måste återvinnas utgör återvinningspannorna ”baslast” vid mässbruken. Variationer i ångbehovet tas i huvudsak upp av barkpannan. Om värmeanvändningen skulle effektiviseras och behovet av ånga till processerna minska kommer detta i första hand att möjliggöra en minskning av förbränningen i barkpannan.

Det specifika NOx-utsläppet, kg NOx per MJ bränsle, är större från återvinningspannorna än från barkpannor och andra energipannor. Man kan anta att

³⁴ BAT-AEL: 100 – 270 NOx/Nm³

utsläppet är ca 25 % högre (personlig kommunikation, ÅF). Om ett minskat energibehov skulle kunna tillgodogöras genom minskad förbränning i återvinningspannorna skulle det därmed ha en större effekt på NOx-utsläppet.

För att kunna minska förbränningen i återvinningspannorna måste dock lignin avskiljas från returluten på annat sätt. För detta finns dock numera teknik. I Sverige sker det idag endast vid ett sulfatmassabruk. För sulfatmassa finns en anläggning i drift i Finland, i Sverige finns för oss kända långtgående planer vid två bruk. Tekniken kan idag betraktas som känd. Produkter som framställs av ligninet används t.ex. inom cementindustrin och vid färgtillverkning. Ligninet kan också användas för att producera bränslen, antingen fasta bränslen eller flytande (bensin och diesel). I remissen har framförts en invändning från Skogsindustrin om att det idag inte finns kunskap om kvävet i svartluten stanna kvar i luten eller om det till viss del följer med ligninet. Om kvävet stannar kvar i luten skulle det kunna göra att minskningen av NOx-utsläppet inte blir så stor eller eventuellt helt uteblir.

Det mål som Sverige antagit, 50 % energieffektivisering (i relation till BNP) från 2005 till 2050 innebär 2,73 % effektivisering per år. På 12 år, 2018 – 2030, skulle det ackumulerat bli en förbättring med 28 %. För att detta mål ska uppnås fordras sannolikt att energieffektivisering sker inom alla samhällssektorer, inklusive industrin. Hur stor effektivisering som kan ske inom massa- och pappersbruken har vi inte underlag för att bedöma. Underhand har Skogsindustrin, via ÅF, framfört att en möjlig energieffektivisering skulle motsvara högst 8 %. Hur stor denna potential verkligen är behöver utredas vidare. Som en rimlig ansats för beräkningar ansätts ett intervall för energieffektiviseringen från 5 till 15 %.

Med ovanstående och reservationer, kan en översiktlig beräkning av den utsläppsreduktion som skulle kunna erhållas genom energieffektivisering och minskad förbränning i energipannor och/eller återvinningspannor beräknas enligt följande.

Inget uttag av lignin: Energieffektivisering: 5 – 15 %
 Minskad förbränning i energipannor
 Minskat NOx-utsläpp: ca 0,6 – 1,7 kton

Med uttag av lignin: Energieffektivisering: 5 – 15 %
 Minskad förbränning i återvinningspannor vid sulfat-
 och sulfatmassabruk och i energipannor vid övriga
 bruk
 Minskat NOx-utsläpp: ca 0,7 – 2,1 kton

NOx-7 Elektrifiering och energieffektivisering av fordonsflottan och minskat transportarbete

I juni 2017 beslutade riksdagen om ett klimatpolitiskt ramverk för Sverige som omfattar tidsatta utsläppsmål och etappmål för växthusgaser. Ett av klimatmålen

innebär att utsläppen av växthusgaser från inrikes transporter ska minska med 70 % till år 2030 jämfört med 2010 års nivåer. För både luft och klimatmålen krävs åtgärder på alla områden inom transportsektorn såsom energieffektivisering av fordon, förnybara drivmedel och transporteffektivare samhälle. Inom denna sektor finns det flera möjligheter till synergier för utsläppsminskningar av luftföroreningar och växthusgaser. Detta är särskilt tydligt när det gäller elektrifiering av fordonsflottan och minskat trafikarbete. När det gäller användningen av biodrivmedel inom fordonsflottan har detta tyvärr ingen större effekt på utsläppen av kväveoxider då utsläppen är mer eller mindre lika stora från en dieselbil som körs på fossil diesel eller på biodiesel. Ju mer klimatarbetet fokuserar på att öka användningen av biodrivmedel istället för att minska trafikarbetet eller öka elektrifiering kan detta till och med vara negativt för luftkvaliteten i svenska tätorter.

Under hösten 2017 presenterade EU kommissionen ett förslag till nytt regelverk för krav på CO₂-utsläpp från lätta fordon, som ska ersätta nuvarande lagstiftning, och under våren 2018 presenterades ett förslag till krav på CO₂-utsläpp från tunga fordon. Som underlag till förhandlingarna har två analyser^{35,36} redovisats till miljö- och energidepartementet som innehåller redovisningar av olika möjliga framtida scenarier och dess effekter på växthusgaser och luftföroreningar.

I de olika scenarierna har man, förenklat beskrivet, analyserat hur stor effekten blir av;

- kommissionens förslag³⁷ för lätta fordon,
- en högre ambition än KOMs förslag³⁸ (motsvarar MMBs scenario³⁹) för lätta fordon
- Kombinerad effekt av KOMs förslag eller en högre ambition för lätta plus KOMs förslag för tunga fordon⁴⁰
- De olika kombinationerna ovan fast där man kompletterat med nationella åtgärder för att nå klimatmålet till 2030

Scenarierna har körts i modellen HBEFA 3.3. Det är samma modell som används för de nationella utsläppsberäkningarna som görs inom ramen för klimat- och lufttrapporteringen. Modellen är också grund för de flesta emissionsberäkningar som görs i Sverige för vägtrafik. HBEFA 3.3. är uppdaterad med nya emissions samband för utsläpp av kväveoxider från dieselpersonbilar för cirka ett år sedan och inkluderar därför de förhöjda utsläppen som dessa fordon visat sig ge i

³⁵ Transportstyrelsen (2018) Analys av EU kommissionens förslag till CO₂ krav för lätta fordon

³⁶ Transportstyrelsen (2018) Analys av EU kommissionens förslag till CO₂ krav för tunga fordon

³⁷ 15% reduktion av CO₂-utsläppen till 2025 och 30% reduktion till 2030 jämfört med 2021

³⁸ 25% reduktion av CO₂-utsläppen till 2025 och 50% reduktion till 2030 jämfört med 2021

³⁹ SOU (2016:47) En klimat- och luftvårdsstrategi för Sverige. Miljömålsberedningens betänkande.

⁴⁰ 15% reduktion av CO₂-utsläppen till 2025 och 30% reduktion till 2030 jämfört med 2019

verklig trafik. I de scenarier som enbart analyserar effekten av kommissionens förslag utan kompletterande nationella åtgärder ökar trafikarbetet fram till 2035 i enlighet med Trafikverkets basscenario 2016 som ingår i nuvarande⁴¹ inrapporterade scenario för utsläpp av växthusgaser och luftföroreningar. I de scenarier där man även uppnår klimatmålet till 2030 minskar trafikarbetet istället i enlighet med Trafikverkets klimatscenario 3 och 4 redovisade i det kompletterande underlaget till inriktningsplaneringen⁴².

I resultaten från de två underlagen^{35,36} framgår att förslaget för lätta fordon kommer ha störst effekt på luftföroreningar. En sammanställning av resultatet från analysen av förslaget för lätta fordon kan ses i tabell 18 nedan. En viktig slutsats av analyserna är att kommande CO₂-krav på lätta och tunga fordon inte är tillräckliga för att nå klimatmålen och det kommer krävas ytterligare nationella åtgärder och styrmedel. En notering är också att effekten blir större efter 2030 för samtliga analyserade alternativ, detta gäller både luftföroreningar och växthusgaser.

Tabell 18 Förändrade utsläpp av koldioxid, kväveoxider, kolväten och avgaspartiklar år 2030 jämfört med nuvarande prognos.

Scenario	CO ₂ miljoner ton	NO _x tusen ton	HC tusen ton	PM _{avgas} ton
KOMs förslag lätta fordon	-0,8	-0,3	-0,06	-6
KOMs förslag lätta och tunga fordon	-1,3	-0,3	-0,06	-6
KOMs förslag tunga fordon plus MMBs scenario	-1,9	-0,9	-0,2	-15
KOMs förslag plus nationella åtgärder, klimatmål uppnås till 2030	-7,5	-4,6	-2,0	-79

I dataunderlaget från de båda studierna kan man se att utsläppen av kväveoxider skulle minska 4–5 kton år 2030 jämfört med basscenario (med redan beslutade åtgärder och styrmedel) om åtgärderna genomförs så att klimatmålet uppnås. I scenario där klimatmålet uppnås i analysen för tunga fordon ingår att alla nya bussar och lastbilar i stadstrafik är eldrivna från 2025. Om man tittar totalt sett för bussar (lokal och regional trafik) har de ett betydligt större trafik och transportarbete i detta scenario än i övriga alternativ. Detta kommer av att man här antar att en större andel av transportarbetet ska ske med kollektivtrafik. För bussar som inte kör i stadstrafik antar man dock att de använder biodrivmedel i större utsträckning. Detta är positivt ur klimatsynpunkt men här blir en sidoeffekt att utsläppen av kväveoxider totalt sett ökar för bussar i detta scenario. För alla övriga fordon minskar utsläppen och utsläppen totalt sett är fortfarande mindre än de övriga alternativen. Att man i första hand går över till elbussar i stadstrafik kan,

⁴¹ Inrapporterad till EU i mars 2017

⁴² Trafikverket (2016) Åtgärder för att minska transportsektorns utsläpp av växthusgaser – ett regeringsuppdrag 2016:111

utöver andra motiv, dock vara motiverat då detta ger en större effekt på den lokala luftkvaliteten i stadsmiljön.

NO_x-8, NO_x-9: Utfasning av äldre dieselfordon

Utsläppen av kväveoxider från transporter motsvarade 2016 cirka 40 % av de totala utsläppen och utsläppen har minskat med två tredjedelar sedan 1990. Utsläppen av kväveoxider från dieslbilar har ökat kraftigt de senaste 10 åren dels på grund av att antalet bilar har ökat kraftigt men även på grund av att de har släppt ut mer kväveoxider än vad man antagit tidigare. Detta har medfört att de totala utsläppen av kväveoxider från personbilar ökat sedan 2012 trots att utsläppen från bensinbilar fortsatt att minska. De totala utsläppen av kväveoxider fortsätter dock att minska och den största minskningen framöver kommer ske inom transportsektorn. Ett viktigt antagande här är dock att nya dieslbilar uppfyller de nya utsläppskraven i verklig körning vilket kommer få genomslag på trenden efter 2020.

Genom att integrera luftvårds- och klimatarbetet finns det möjlighet att optimera utvecklingen inom transportsektorn och få till stånd ytterligare utsläppsminskningar av kväveoxider samtidigt som man fortfarande når klimatmålen. Med utgångspunkt i transportscenariot där klimatmålet till 2030 uppnås beskrivet ovan (NO_x-7) har två nya varianter på detta scenario tagits fram med HBEFA-modellen där äldre dieselfordon fasas ut^{43,44}. Äldre modeller släpper ut mer än nya fordon och detta är särskilt tydligt när det gäller kväveoxider och dieseldrivna fordon.

Utfasning av äldre dieseldrivna personbilar till 2030 (NO_x-8):

Genom en förnyring av fordonsflottan där dieslbilar som är äldre än 15 år 2030 fasas ut mellan 2025 och 2030 skulle utsläppen av kväveoxider minska ytterligare. I det beräknade scenariot ersätts dessa med nya bilar enligt bestämd fördelning mellan olika bränsletyper baserat på underlag från Trafikverket. Totala antalet fordon och totala trafikarbetet samt övriga antaganden är desamma som för det ursprungliga scenariot beskrivet i NO_x-7 ovan.

⁴³ IVL (2018) PM: Scenario 5 till Naturvårdsverket, 2018-11-19. Ärendenr: NV-06767-17

⁴⁴ IVL (2018) PM: Scenario 5 LCV till Naturvårdsverket, 2018-11-13. Ärendenr: NV-06767-17

Tabell 19 Redovisning av fördelning av olika fordonstyper samt beräknade utsläpp av kväveoxider och koldioxid i scenario där klimatmålet till 2030 för inrikes transporter uppnås.

Klimatmål 2030	Antal fordon	Trafikarbete miljoner fkm/år	Utsläpp NOx ton/år	Utsläpp CO ₂ ton/år
Personbil, bensin				
Euro-0	36 518	43,5	58,35	10 122
Euro-1	7 256	18,0	13,71	4 013
Euro-2	18 482	60,4	20,89	12 925
Euro-3	11 742	45,8	3,05	9 419
Euro-4	103 232	502,9	37,85	97 800
Euro-5	175 297	1 115,5	48,19	168 102
Euro-6	2 460 066	26 745,7	1 081,69	3 343 089
Totalt bensin	2 812 594	28 531,8	1 263,73	3 645 470
Personbil, diesel				
Euro-0	445	0,6	0,44	112
Euro-1	106	0,3	0,17	53
Euro-2	341	1,5	0,89	235
Euro-3	1 338	9,1	5,58	1 687
Euro-4	32 469	312,1	158,94	52 086
Euro-5	157 719	1 925,3	1 460,36	279 504
Euro-6	1 988 191	38 470,8	4 828,59	4 129 022
Totalt diesel	2 180 608	40 719,5	6 454,99	4 462 699
CNG/bensin	72 449	1 592,0	62,69	141 440
FFV	92 255	1 258,5	29,19	314 621
BEV	437 014	5 783,4	0,00	0
Totalt personbilar	5 594 919	77 885,2	7 810,59	8 564 230

År 2030 finns totalt ca 5,6 miljoner personbilar, av dessa är ca 2,2 miljoner personbilar drivna med diesel. Drygt 190 000 av dessa bilar är äldre än 15 år vilket motsvarar ca 9 % av diesebilarna (motsvarar 3,5 % av totala personbilsparken). Enligt nuvarande scenario köps ca 390 000 nya personbilar per år. Det är därför mer rimligt att fördela utfasningen under ett antal år. Under perioden 2025 till 2030 antas därför att 20 % av de äldre bilarna fasis ut per år och ersätts med nya.

Vid utfasning av äldre diesebilarna skulle utsläppen av kväveoxider minska med ca 1 700 ton samtidigt som koldioxid skulle minska med ca 255 000 ton till år 2030. Genomsnittsåldern på personbilsparken totalt sett blir yngre från i genomsnitt 8,4 år till 7,8 år. Om man enbart jämför diesebilarna blir de i genomsnitt ett helt år yngre.

Tabell 20 Redovisning av fördelning av olika fordonstyper samt beräknade utsläpp av kväveoxider och koldioxid i scenario där klimatmålet till 2030 för inrikes transporter uppnås samtidigt som man fasar ut äldre dieselbilar mellan 2025 och 2030.

Klimatmål + luft 2030	Antal fordon	Trafikarbete miljoner fkm/år	Utsläpp NOx ton/år	Utsläpp CO ₂ ton/år
Personbil, bensin				
Euro-0	36 518	43,5	58,35	9 624
Euro-1	7 256	18,0	13,71	3 912
Euro-2	18 482	60,4	20,89	12 760
Euro-3	11 742	45,8	3,05	9 281
Euro-4	103 232	502,9	37,85	96 527
Euro-5	175 297	1 115,5	48,19	165 739
Euro-6	2 549 216	27 976,2	1 132,09	3 426 802
Totalt bensin	2 901 743	29 762,3	1 314,13	3 724 646
Personbil, diesel				
Euro-0				
Euro-1				
Euro-2				
Euro-3				
Euro-4				
Euro-5	12 888	172,0	126,96	24 913
Euro-6	2 053 276	38 855,9	4 567,46	4 092 749
Totalt diesel	2 066 164	39 027,9	4 694,43	4 117 662
CNG/bensin	75 722	1 682,0	66,00	148 495
FFV	92 322	1 273,1	29,52	317 873
BEV	458 968	6 139,9	0,00	0
Totalt personbilar	5 594 919	77 885,2	6 104,08	8 308 677

Utfasning av äldre dieseldrivna lätta lastbilar till 2030 (NO_x-9):

Beräkningen i HBEFA har även utförts där man förnygrar flottan med lätta lastbilar genom att fasa ut äldre lätta diesellastbilar som är äldre än 15 år 2030 mellan 2025 och 2030. I övrigt är beräkningarna i detta scenario utförda på precis samma sätt som för personbilar ovan.

Tabell 21 Redovisning av fördelning av olika fordonstyper samt beräknade utsläpp av kväveoxider och koldioxid i scenario där klimatmålet till 2030 för inrikes transporter uppnås.

Klimatmål 2030	Antal fordon	Trafikarbete miljoner fkm/år	Utsläpp NOx ton/år	Utsläpp CO ₂ ton/år
Lätt lastbil, bensin				
Euro-0	3 952	1.4	2.6	344
Euro-1	526	0.6	0.8	130
Euro-2	436	0.9	0.4	171
Euro-3	281	0.8	0.1	168
Euro-4	1 071	4.2	0.3	814
Euro-5	1 590	9.1	0.4	1 718
Euro-6	44 448	452.9	20.2	58 878
Totalt bensin	52 305	470.0	24.9	62 225
Lätt lastbil, diesel				
Euro-0	803	2.2	3.6	619
Euro-1	395	1.8	2.6	454
Euro-2				
Euro-3	3 757	26.8	28.2	5 478
Euro-4	12 261	119.1	90.3	24 535
Euro-5	48 385	577.2	387.3	106 328
Euro-6	476 535	8 500.5	1 176.7	1 275 952
Totalt diesel	542 136	9 227.6	1 688.7	1 413 367
BEV	42 449	674.7	0	0
Totalt lätta lastbilar	636 890	10 372.3	1 713.7	1 475 592

År 2030 finns det ca 0,6 miljoner lätta lastbilar varav ca 9 % (motsvarande ca 48 000 fordon) av de dieseldrivna lastbilarna är äldre än 15 år. Även här antas att 20 % av de äldre lastbilarna fasas ut successivt varje år mellan 2025 och 2030 och ersätts med nya fordon med olika bränsletyper.

Vid utfasning av äldre lätta lastbilar som körs på diesel skulle utsläppen av kväveoxider minska med ca 300 ton samtidigt som koldioxid skulle minska med ca 41 000 ton till år 2030. Förändringen av den genomsnittliga åldern på samtliga lätta lastbilar går från ca 7,6 år till 6,3 år. Om man tittar enbart på dieselfordonen blir förnyringen större, i genomsnitt 1,5 år yngre.

Tabell 22 Redovisning av fördelning av olika fordonstyper samt beräknade utsläpp av kväveoxider och koldioxid i scenario där klimatmålet till 2030 för inrikes transporter uppnås samtidigt som man fasar ut äldre dieslbilar mellan 2025 och 2030.

Klimatmål + luft 2030	Antal fordon	Trafikarbete miljoner fkm/år	Utsläpp NOx ton/år	Utsläpp CO₂ ton/år
Lätt lastbil, bensin				
Euro-0	3 952	1.4	2.6	320
Euro-1	526	0.5	0.8	122
Euro-2	436	0.9	0.4	164
Euro-3	281	0.8	0.1	165
Euro-4	1 071	4.2	0.3	799
Euro-5	1 590	9.0	0.4	1 685
Euro-6	49 265	498.4	22.3	64 377
Totalt bensin	57 122	515.1	26.8	67 632
Lätt lastbil, diesel				
Euro-0				
Euro-1				
Euro-2				
Euro-3				
Euro-4				
Euro-5	18 490	226.5	155.4	41 367
Euro-6	514 271	8 881.0	1 218.6	1 325 860
Totalt diesel	532 762	9 107.4	1 374.0	1 367 227
BEV	47 006	749.7	0.0	0.0
Totalt lätta lastbilar	636 890	10 372.3	1 400.9	1 434 859