

Danish Ministry of Transport

External Costs of Transport

2nd Report - Marginal external cost matrices for Denmark

July 2004



Udledning	Lastbil	Varebil	Personbil
NOx	168,2	101,7	24,3
HC	7,8	6,0	11,5
CO	0,2	0,1	1,1
SO2	1,2	0,4	0,1
Partikler	17,2	12,8	0,9
Støv	7,8	6,0	11,5
Lyd	0,2	0,1	1,1
Samlet	168,2	101,7	24,3
		121,0	37,9

COWI

i samarbejde med



og



Danish Ministry of Transport

External Costs of Transport

2nd Report

Marginal external cost matrices for Denmark

July 2004

Report no. P-56044-2
Issue no. 0
Date of issue 10-08-04

Prepared NBU, AO, EWI, MPN, CMB, SLJ
Checked NBU, AO
Approved NBU

Table of Contents

1	Introduction	3
1.1	Background and purpose	3
1.2	Report outline	5
2	Marginal external costs per vehicle km	7
2.1	Definition of costs	7
2.2	Differentiating cost drivers	8
2.3	Aggregate results	11
2.4	Comparison of costs per type of externality	12
3	Air pollution	17
3.1	Danish research (TRIP)	17
3.2	Unit costs per kg pollutant	22
3.3	Marginal air pollution costs per vehicle kilometre	23
4	Climate Change	27
4.1	Unit costs per ton CO ₂	27
4.2	Marginal CO ₂ costs per vehicle kilometre	29
5	Noise	31
5.1	Introduction	31
5.2	Unit cost of noise	32
5.3	The noise annoyance curve	33
5.4	Road transport	34
5.5	Rail transport	42
5.6	Aviation	47
5.7	Sea transport	47
5.8	Summary of results	47
6	Accidents	49
6.1	Approach	49
6.2	The level of disaggregation	49

6.3	Marginal accident costs per vehicle km	50
7	Infrastructure	53
7.1	Approach	53
7.2	Marginal infrastructure costs per vehicle kilometre	56
8	Congestion	57
8.1	Critical issues in transferring values to Denmark	57
8.2	Deriving estimates for Denmark	58
8.3	Danish estimates	60

Table of Appendices

Appendix A	Air pollution costs per vehicle kilometre on EURO-norms
Appendix B	Traffic volumes for road and rail transport in 2000
Appendix C	Revision of the Danish Unit Cost for Noise

1 Introduction

This report is the 2nd Report of the project “*External Costs of Transport*”.

The project has been undertaken by COWI in co-operation with DMU and TetraPlan on behalf of the Danish Ministry of Transport.

1.1 Background and purpose

The objective of the project is fourfold:

- To provide an overview of and insight in *European state-of-the-art knowledge* about quantitative assessments of the external costs of transport as background for discussions with the European Commission about the proposed framework directive on the principles for establishing infrastructure charges.
- To provide quantitative estimates of the marginal external costs of transport for all modes, which can serve as basis for evaluating cost based infrastructure charges.
- To recommend a revised matrix of *Danish unit costs for the marginal external costs* of transport which can be used in economic appraisals of infrastructure investments and transport policy initiatives.
- To assess the *total external costs of the freight and passenger traffic in Denmark*, split on modes. The calculations should serve as background for comparison of these costs with the revenues from total payments of charges and taxes in Denmark.

With a view to fulfilment of these objectives the project has produced three outputs which are documented in three reports of which this is the second:

1st Report

The 1st Report deals with the first objective and provides the main basis for the second. The available results from the most important European research projects on external costs of transport have been reviewed. The 1st Report has also compare and critically reviewed the applied methodologies and assumptions in the European studies, and analysed how the results can be adequately applied to Denmark.

The key European projects have been identified to be the following five studies, which are here referred to with abbreviations/acronyms (in **bold**):

- **ExternE**, a series of very big research projects funded by the European Commission with primary focus on air pollution costs from energy cycles, including transport.

- **INFRAS/IWW**, published March 2000, an update of a previous study prepared for UIC in 1995, which was the first study presenting comprehensive external costs for all Western European countries. The results had important influence on the EU-Commission's Green book on "*Fair and Efficient Prices*" in 1995.
- **RECORDIT**, a 5th Framework RTD Programme project for DG TREN focusing on estimating the full costs, internal and external, of door-to-door intermodal freight transport in comparison with uni-modal road transport
- **UNITE** is also a 5th Framework RTD Programme project for DG TREN aiming at producing support policy-makers in the setting of charges for transport infrastructure use - by providing appropriate methodologies and empirical evidence. A key aspect of the UNITE approach is the recognition that policy considerations behind setting infrastructure charges consists of both efficiency and equity concerns as formulated in the EC White Paper "*Fair payments for infrastructure use*" (CEC1998).
- **TRL**, a consultancy project conducted in 2001 for the European Commission. The project aimed at creating an overview of and consolidating empirical evidence on the external costs of transport in relation to implementing the objectives of the EC white paper "*Fair payment for Infrastructure Use*".

These five main studies have been supplemented with additional sources to the extent necessary. This has primarily been the relevant predecessors of the five studies within the field of each of the types of external costs considered.

2nd Report

The 2nd Report (this report) completes the second objective by setting up comprehensive and detailed matrices of marginal external costs for all major transport modes in Denmark. The matrices provide both a best "estimate" and a "realistic range" for each cost component for each mode.

In the 1st phase of the project the approach was a "top-down" in the sense that the established matrices with estimates were based in expert opinion about what will most likely be the results if state-of-the-art methods were used to calculate revised values of marginal external costs for Denmark. The estimates were generated by a combining three types of information for each type of externality:

- The findings from the critical review of the European state-of-the-art;
- Conclusions about how to apply these methods for Denmark and the likely implications of using the specific Danish conditions as input;
- Critical assessments of and comparisons with existing Danish estimates.

In the 2nd phase of the study, new marginal cost estimates for noise and air pollution have been established based the findings in the 1st Phase. The approach has been thorough "bottom-up" revisions of the existing Danish estimates.

3rd Report

The 3rd Report deals with the project's fourth objective. An initial step in setting up accounts of the total external costs of freight transport in Denmark was to establish estimates of the traffic volumes for each mode with the relevant subdivisions. This is important to ensure in order to be able to utilise the differentiations provided by the full dimensions of the marginal external cost matrices. The available information on traffic volumes allows calculations of total external costs for passenger and freight transport for road and rail modes. The results are presented as total costs and average costs per kilometre.

1.2 Report outline

The project deals with the following six types of external costs:

- Air pollution
- Climate change
- Noise
- Accidents
- Infrastructure (wear and tear)
- Congestion

These are externalities from transport for which methods for monetarisation of the impacts have been developed and actually applied.

The next chapter, Chapter 2, will present an overview of the total marginal external costs per vehicle kilometre which are simply calculated as the sum of the six individual types of externalities. These will subsequently be dealt with in turn in the following Chapters 3 - 8. To keep the presentation condensed, these chapters assume that reader is familiar with the 1st report and will not give any general description of the external effects nor of the methodological approaches for their monetarisation which have been discussed in 1st Report.

2 Marginal external costs per vehicle km

This chapter presents the results in terms of Danish marginal external costs per vehicle¹ kilometre. Firstly, the aggregate costs are presented followed by a disaggregation on the six considered types of external costs. But before presenting the actual figures some key definitions should be touched upon in order to ensure better interpretation and use of the results.

2.1 Definition of costs

The results are *short run marginal external costs* because this cost notion constitutes the best basis for optimal pricing of infrastructure use. This approach to infrastructure pricing is advocated by the European Commission in the White Paper "*Fair Payment for infrastructure use*" from 1998. Why and under which conditions this is the case is explained in more detail in 1st Report. But in brief, short run marginal cost pricing will in principle lead to efficient use of the infrastructure.

Marginal costs

The notion of *marginal costs* is essentially a rather abstract term which can lead to some confusion in practical applications. A practical definition of marginal costs is given in the 1998 White Paper from the European Commission:

"Marginal costs are those variable costs that reflect the cost of an additional vehicle or transport unit using the infrastructure. Strictly speaking, they can vary every minute, with different transport users, at different times, in different conditions and in different places. Moreover for the last extra carriage on the train, car on the road, or ship at the sea, marginal costs can often be close to zero. Clearly such a strict definition is of no practical use, and like all other charging arrangements in the commercial world, a degree of approximation and averaging is necessary to develop understandable, practical charging structures. Marginal costs may at times merely reflect an average of variable costs. More usefully, they should reflect infrastructure damage, congestion, and air pollution costs, and so would vary according to factors like unit weight or number of axles, peak times, urban travel, and engine emissions."²

External costs

In principle, we only consider *external costs* defined as social costs imposed on others, but not paid for, by the infrastructure user. The part of the social costs which are actually paid are 'internalised' and therefore assumed to be properly reflected in the decisions taken by the infrastructure user. Hence, this study

¹ "Vehicle" refers here and in what follows as a common term for not just road vehicles but also different types of trains, ships and air crafts.

² EC White Paper "*Fair payment for infrastructure use*" 1998, cited from TRL Vol. 2 p. 10.

does not consider costs which are fully and directly paid by the user, such as vehicle operating costs and own time use.

Especially, infrastructure for air transport and short sea shipping are driven under normal market conditions and the related costs are therefore considered as fully paid for by the user. These costs are therefore excluded from the analysis, whereas infrastructure costs for road and rail transport are estimated because these costs can not be considered as fully reflected in infrastructure charges. Of course, these aspects have to be taken into account when comparing the external costs across mode and when fixing the structure and level of charges and taxes to be paid by each mode.

The same line of argument holds for vehicle insurance payments which are assumed to cover the property damage costs of accidents.

Short run vs. long costs

Short run, as opposed to *long run*, means that the capacity of the infrastructure is regarded as fixed. Hence, the distinction is primarily relevant for infrastructure costs. Neither capital costs of expansion of the network nor maintenance and operating costs which do not depend on the amount of traffic are included in short run marginal costs but instead the opportunity costs derived from the scarcity aspect of the fixed capacity should be included in terms of congestion.

Market prices

Finally, for the sake of consistency all costs are presented in market prices as DKK-2000 per vehicle. Market prices have been chosen because valuation methods for most cost components are primarily based on market prices. Infrastructure costs are based on public accounts which are in factor prices. These costs are converted to market prices by use of the "netto-afgiftsfaktor" recommended by the Danish Ministry of Finance.

"DKK-2000" is both price base year and reference year. The first means that all raw prices are inflated to 2000 price level. However, this is not very important given the level of inflation in the relevant period combined with the very high degrees of uncertainty in the cost estimates. The second term means that the costs are calculated for the actual situation in year 2000, especially with the composition of vehicle fleet and traffic volumes corresponding to this year. This is for example important for air pollution where the steadily stricter emission norms over time imply that air pollution costs decrease as the vehicle fleet is replaced.

2.2 Differentiating cost drivers

A characteristic aspect of the external costs from the transport sector is that the variations according to the specific conditions are extremely important for the results. This fact, which is responsible for much of the complexity attached to empirical quantification of the external costs, is often not treated explicitly or at best not documented adequately. Hence, it is very important that any given es-

estimate of external is explicit about under which conditions they are assumed to be valid.

Another way to formulate this is that:

The critical topic is to identify the main driving factors to use for clustering the transport activities so that representative external costs give an adequate picture for the whole cluster.

In this study this structuring has been done based on four criteria:

- the most important cost drivers
- robust proxies for these costs drivers from pragmatic considerations about what is practically measurable
- which differentiating factors are actually relevant for infrastructure charging and taxation
- aggregation to average values should be possible given data on the shares of traffic volumes for each vehicle type and mode.

An overview of the resulting dimension of the external cost matrices of this study is presented in Table 2.1 below. The dimensions of the table are discussed in more detail in the respective chapters of Volume 1.

Table 2.1 Overview of included external costs and dimensions of differentiation.

Mode:	Road	Rail	Air	Sea
Transport units				
Freight:	HGV Van	Freight train		Coaster Container
Passenger:	Car Bus	Pass. train	Jet Turboprop	
Air pollution	●	●	●	●
Urbanisation	✓	✓	-	-
Fuel type	✓	✓	-	-
Engine technology	✓	-	✓	-
Climate change	●	●	●	●
Urbanisation	✓	✓	-	-
Fuel type	✓	✓	-	-
Engine technology	✓	-	✓	-
Noise	●	●	●	0
Urbanisation	✓	(✓)	✓	
Accidents	●	●	●	0
Urbanisation	✓	-	-	
Infrastructure category	✓	-	-	
Infrastructure	●	●	+	+
Urbanisation	✓	-		
Infrastructure category	✓	✓		
Congestion	●	+	+	+
Urbanisation	✓			
Time of day	✓			

● = Included

✓ = Used for differentiation

÷ = Not included

- = Not used for differentiation

0 = Included, but set to 0

Although the dimensions included in the matrices of this study are rather detailed there are still serious variations within each category depending on the actual conditions, such as speed and trip length, weather conditions, population densities, driver behaviour etc. Consequently, the approach chosen for clustering the trips and vehicles into aggregate categories for which the averages are calculated has significant influence on the actual values for the different categories.

In addition, it is important to stress that

- the estimates presented for each mode in the matrices are representative figures where these variations are averaged out,
- and more important, that the low and high values do *not* reflect these variations but instead the uncertainties related to the quantification of physical effects and their monetarisation under given conditions.

Finally, it should be stressed that the results presented for each externality are very uncertain as appear from the low and high values presented along with the best estimates. However, the aggregate values, summed up over all six types of

externalities, are slightly more robust as some of the uncertainties are expected to cancel out³.

2.3 Aggregate results

Table 2.2 below presents the overall results for each vehicle type for urban and extra-urban areas as well as a weighted average. The best estimates are presented along with low and high values. Indicative capacities of the vehicles are presented as well for comparisons across modes.

Table 2.2 Overview of short run marginal external costs per vehicle kilometre. Split on mode and localisation. Best estimate plus high and low values. DKK-2000 market prices.

DKK per vehicle km Mode	Fuel	Capacity ton or pass.	Urban			Extra-urban			Average		
			Low	Central	High	Low	Central	High	Low	Central	High
Road											
HGV	Diesel	16 t	0,90	4,92	8,57	0,56	2,07	4,59	0,66	2,38	5,30
Van	Diesel	1,5 t	0,45	1,18	3,53	0,16	0,48	1,66	0,26	0,73	2,33
Van	Petrol	1,5 t	0,40	1,03	2,73	0,15	0,45	1,55	0,24	0,66	1,97
Car	Petrol	4 p.	0,34	0,76	1,87	0,13	0,35	1,05	0,22	0,51	1,38
Car	Diesel	4 p.	0,35	0,80	2,11	0,13	0,35	1,07	0,22	0,53	1,49
Bus	Diesel	40 p.	1,29	3,31	10,93	0,46	1,17	3,49	0,93	2,39	7,74
Rail											
Freight train	Electric	447 t	14,47	65,49	175,54	3,13	31,12	72,44	4,26	34,56	82,75
Freight train	Diesel	211 t	17,78	74,89	223,88	4,58	34,39	86,95	5,81	38,13	98,95
Passenger train	Electric	475 p.	4,34	16,26	52,27	2,37	10,28	34,31	2,56	10,88	36,11
Passenger train	Diesel	225 p.	5,47	19,54	67,43	2,67	10,85	34,61	2,95	11,72	37,89
Air											
Jet		142 p.		n.a.			n.a.		1,86	4,90	36,88
Turboprop		50 p.							0,32	1,05	7,54
Sea											
Coaster		2000 t		n.a.			n.a.		19,15	46,86	228,50
Container		3500 t							49,42	120,95	589,80

Several conclusions can be drawn from the above results:

- The range of uncertainty is substantial but of the same order of magnitude for most vehicles. The ratio between the high and low value is about 6 for all modes except rail for which the very sparse reliable information about marginal infrastructure costs have increased the uncertainty⁴.
- The costs ratios between vehicles are considered to be somewhat more robust especially within each of the sectors (road, rail, air and sea transport). This is an important guidance for fixing infrastructure charges.

³ The high and low values for the aggregate values are simply the sums of the high and low values for each of the external cost categories. However, from a statistical point of view this is an overestimate of the uncertainty range on the sum because some of the uncertainties will cancel out unless the added effects are fully correlated which clearly not the case.

⁴ In addition, the assumptions about representative train gross weights are indicative but influence the infrastructure costs significantly.

- Still, the variations behind the average figures presented in the table are very significant depending on the specific conditions. This should also be taken into account when deciding infrastructure charges. For all modes, perhaps with the exemption of the small road vehicles, cars and vans, weight and size are important cost drivers which are relatively easy to include in the specification of infrastructure charges. For air transport trip length is an important factor because most of the external costs are related to take-off and landing.
- The marginal external costs of urban transport are significantly higher for urban than for extra-urban transport. The ratio for road transport is between 2 and 3. The weighted average values are tentative results based on rough estimates of the split of traffic on urban and extra-urban areas, which will be substantiated in Phase 2.
- Comparisons with previous Danish estimates in Trafikministeriet(1997) shows that the new estimates are somewhat higher. The new best estimates are about the same size as or above the high end of the previous range.
- Comparison of external costs per passenger and ton kilometre will depend on average load factors but calculation is straight forward from the costs per vehicle kilometre when load factors are available. Comparing costs per passenger or ton kilometre assuming full capacity utilisation is often very problematic. Previous analysis has illustrated that load factors are also very sensitive to the specific conditions which makes it difficult to draw firm conclusions from comparisons across modes.

2.4 Comparison of costs per type of externality

Table 2.3 below presents the same marginal external costs per vehicle kilometre as Table 2.2, but with a higher level of detail. For simplicity, the low and high values are left out but the ranges are documented in the Chapters 3 - 8.

Table 2.3 Short run marginal costs per vehicle kilometre. Split on mode, external cost component and localisation. Best estimate DKK-2000 market prices.

Transport mode mean of transport	Road					
	HGV	Van	Van	Car	Car	Bus
	Fuel Diesel	Diesel	Petrol	Petrol	Diesel	Diesel
Capacity (pass./ton per vehicle)	16	1,5	1,5	4	4	40
Average	2,38	0,73	0,66	0,51	0,53	2,39
Air pollution	0,20	0,10	0,03	0,02	0,04	0,65
Climate change	0,07	0,04	0,05	0,03	0,02	0,13
Noise	0,23	0,16	0,16	0,12	0,12	0,51
Accidents	0,71	0,09	0,09	0,12	0,12	0,26
Congestion	0,38	0,32	0,32	0,22	0,22	0,42
Infrastructure	0,78	0,01	0,01	0,01	0,01	0,43
Urban	4,92	1,18	1,03	0,76	0,80	3,31
Air pollution	0,48	0,19	0,03	0,02	0,08	0,99
Climate change	0,09	0,04	0,05	0,03	0,02	0,16
Noise	1,52	0,42	0,42	0,26	0,26	0,86
Accidents	1,20	0,14	0,14	0,18	0,18	0,33
Congestion	0,63	0,38	0,38	0,25	0,25	0,50
Infrastructure	1,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,48
Extra-urban	2,07	0,48	0,45	0,35	0,35	1,17
Air pollution	0,17	0,05	0,02	0,01	0,02	0,19
Climate change	0,07	0,04	0,05	0,02	0,02	0,09
Noise	0,08	0,02	0,02	0,01	0,01	0,04
Accidents	0,65	0,07	0,07	0,08	0,08	0,18
Congestion	0,36	0,28	0,28	0,21	0,21	0,31
Infrastructure	0,75	0,01	0,01	0,01	0,01	0,35

Transport mode mean of transport	Rail				Aviation		Short Sea Shipping	
	Freight train		Passenger train		Pass.		Coaster	Container
	Electricity	Diesel	Electricity	Diesel	Jet	Turboprop.		
Capacity (pass./ton per vehicle)	447	211	475	225	142	50	2000	3500
Average	34,56	38,13	10,88	11,72	4,90	1,05	46,86	120,95
Air pollution	0,90	4,45	0,76	2,00	1,76	0,22	43,99	113,53
Climate change	1,04	1,07	0,86	0,47	2,94	0,62	2,87	7,42
Noise	4,32	4,32	0,75	0,75	-	-	-	-
Accidents	1,30	1,30	1,50	1,50	0,21	0,21	-	-
Congestion								
Infrastructure	27,00	27,00	7,00	7,00				
Urban	65,49	74,89	16,26	19,54	(Not differentiated on Urban and Extra-urban)			
Air pollution	0,90	10,27	0,76	4,43				
Climate change	1,04	1,07	0,86	0,47				
Noise	35,25	35,25	6,14	6,14				
Accidents	1,30	1,30	1,50	1,50				
Congestion								
Infrastructure	27,00	27,00	7,00	7,00				
Extra-urban	31,12	34,39	10,28	10,85				
Air pollution	0,90	4,15	0,76	1,73				
Climate change	1,04	1,07	0,86	0,47				
Noise	0,88	0,88	0,15	0,15				
Accidents	1,30	1,30	1,50	1,50				
Congestion								
Infrastructure	27,00	27,00	7,00	7,00				

The following main conclusions can be drawn from the table and from the analyses behind the figures:

By transport sector

- **Road:** No single external cost component is dominant in the aggregate marginal external costs for any road mode, neither for urban nor extra-urban driving. All costs components constitute less than 50% of the total.
- **Rail:** Infrastructure costs dominate the aggregate marginal external costs for rail transport. However, great caution should be taken in using these figures because of the severe lack of empirical knowledge about the pure marginal infrastructure costs for railways.
- **Air:** Climate change appears to be the most important external cost of air transport, especially for jets. Apart from that the differences between jet and turboprop primarily relate to the size of aircrafts.
- **Sea:** The external costs of sea transport are limited to air pollution and climate change. The most important costs are air pollution with about 80% of the costs. However, the air pollution costs could be somewhat overestimated because the unit costs per kg pollutant are assumed to be equal to that of extra-urban surface transport for which results are available. The differences between coasters and container ships are apart from size also due to engine technology (fuel) and speed.

By cost type

- **Air pollution:** The marginal external costs of air pollution are dominated by the value of lives lost. The main contributor is PM₁₀, especially from diesel vehicles, and to some extent NO_x. The costs are 2-3 times higher in urban than in rural areas for both road and (diesel powered) rail transport. The continuously stricter demands to emission reduction from road vehicles via the Euro-norms for new cars means that the costs for older vehicles are several times higher than for new vehicles⁵. In relation to the high costs for (diesel) buses, it should be noticed that today gas buses stands for a very substantial share of the buses in public transport buses in the major Danish cities.
- **Climate change:** Currently available damage costs are regarded as too uncertain. Instead, avoidance cost estimates have been used with a range between 40 and 1200 DKK per ton CO₂. Which value to use as best estimate depends very much on politically determined reduction targets, but here 120 DKK per ton has been used. With this value climate change is only the most important external costs for jet aircrafts, but the picture changes significantly if the high value is used.

⁵ This can not be concluded from the results in the table above. See Appendix 1 for further details.

- **Noise:** Noise is to a distinct degree related to urban traffic where the marginal costs are about 20 higher than for extra-urban driving. This difference is significantly bigger than in previous Danish estimates from Trafikministeriet(1997), whereas the traffic-weighted average is about 50% higher than in Trafikministeriet(1997). This is very much in line with the fact that the new international estimates includes explicit valuation of health effects in addition to the effects derived from reduced real estate prices. The difference between jet and turboprop is primarily due different assumptions about trip lengths.
- **Accidents:** Road transport is the sector of major concern in relation to traffic accidents. This is reflected in the cost figures where accident costs are a big contributor to the aggregate costs and constitute a much higher share for road transport than for other modes. In addition, it should be noted, that the figures presented here does not include the *internal* accident costs. Hence, the total accident costs per vehicle kilometre are significantly higher⁶. The detailed accident registrations give a good basis for estimating the accident costs if the valuation principles are accepted. The biggest uncertainty relates to marginal influence from extra traffic on the general accident risk (the risk elasticity). Recent research indicates that this effect could significantly reduce the marginal external accident costs for some types of roads.
- **Infrastructure costs:** The short run marginal infrastructure costs do not include investments in additional infrastructure. The infrastructure costs for sea and air transport are considered as internalised; hence the external costs for these modes are zero. For road transport the short run marginal infrastructure costs are almost ignorable for all other vehicles than the large HGVs. For rail, it has not been possible to account for the scarcity costs of the capacity constraint on certain lines. The unit costs for rail transport are particularly uncertain which is critical as this cost component is very dominant for both freight and passenger rail transport. The costs are assumed to be closely related to the gross weight of the train and the differences between freight and passenger trains primarily reflect different gross weights.
- **Congestion:** Congestion has only been considered relevant for road transport and only in peak-hours⁷. Congestion is the type of external cost which is most dependent on specific local conditions. Consequently, benefit transfer of unit costs per vehicle kilometre is not subject to benefit transfer.

⁶ The internal accident costs are important to include in cost benefit analysis of projects or policy initiatives which affect the number of accidents. The internal costs include the driver's own risk and property damage costs, which are assumed to be internalised by the insurance.

⁷ The scarcity aspect due to capacity constraints is also relevant for other modes, especially rail and air traffic but it a somewhat different character for these modes as traffic flows are planned with scheduled slots for each train and flight. Congestion is not considered here for rail and air traffic as methods for measuring effects of capacity constraints are not yet well developed for these modes.

The recommended figures are generalisations of preliminary results from Danish case studies. The results indicate that congestion costs even on average are among the most important external cost components for small vehicles. Congestion is even of some importance on extra-urban roads because of the very high marginal costs on some motorways in peak hours.

3 Air pollution

This chapter presents the suggestions for Danish unit prices for the marginal external costs of air pollution. The results are presented both per kg of each pollutant and per vehicle kilometre for each mode with relevant subdivisions. First, the TRIP project is presented. This project is considered to represent state-of-the-art on the air pollution cost estimates in Denmark.

3.1 Danish research (TRIP)

The TRIP project

TRIP⁸ is an open research centre linking researchers from universities and other institutions. The centre is funded by the Danish Environmental Research Programme 2000-2003. TRIP consists of a number of projects of which one concerns valuation of external costs of air pollution from transport. The project is carried out by COWI. Phase 1 of the project was completed in July 2002 and Phase 2 will be finalised in August 2004. Final results are however, available for the present project.

The purpose of the project is to establish updated unit costs of air pollution for transport exhaust emissions in Denmark. The applied methodology is the impact pathway methodology which was described in 1st Report.

The purpose of Phase 1 of the TRIP project was to update existing Danish unit costs on the basis of the latest knowledge on dose-response functions and economic valuation⁹. The main source was Friedrich and Bickel (2001): *Environmental External Costs of Transport*.

The purpose of Phase 2 was to integrate results from other TRIP projects regarding exposure under Danish conditions. Further, the economic valuation was updated to take into account the latest Danish knowledge in the area. Hence, compared to the latest European unit costs from e.g. ExternE and BeTa, the TRIP project aims at taking into account specific characteristics for Denmark. Especially, the detailed exposure modelling under Danish conditions is unique.

Exposure modelling for Denmark

Specific exposure modelling for Denmark was carried with two models:

- First, modelling carried out with the AirGIS model¹⁰.
- Secondly, modelling carried out by the University of Stuttgart with the EcoSense model, which is the exposure model applied in ExternE.

⁸ TRIP stands for *Centre for Transport Research on environmental and health Impacts and Policy*. See also <http://www.akf.dk/trip/>.

⁹ For detailed documentation see TRIP Phase 1 Report on <http://www.akf.dk/trip/>.

¹⁰ TRIP Project 3.3: *Traffic Air Pollution, Human Exposure and Health*.

The output of these two models was used to establish a set of exposure factors for Denmark.

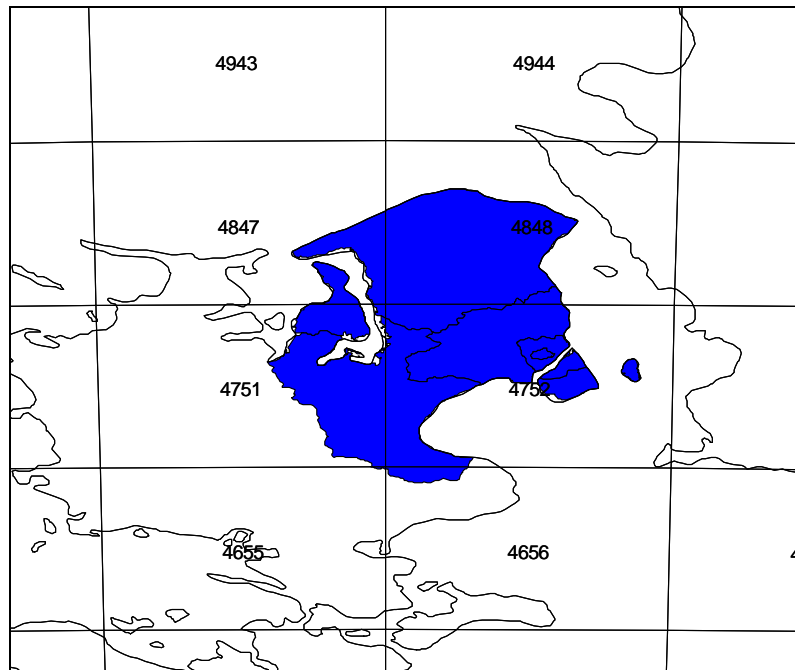
In the following the method for estimating exposure factors for Denmark is described¹¹. The approach for calculating the marginal effect of a change in exposure due to a marginal change in emission implies calculating the effect on the exposure of - in principle - all persons of a change of emission on a certain location. Therefore the following geographical distinction has to be made to calculate the exposure factors:

- The location of the emission.
- The location of the receptors.

A large part of Sealand including the counties of Frederiksborg, Roskilde and Copenhagen and the municipalities of Frederiksberg and Copenhagen (Area of the Greater Copenhagen Bus Company, for short GCA) was selected for the location of the emission. The GCA includes the capital and a large number of cities of varying sizes, but a large part of the area is also rural areas.

The area is illustrated in the following figure.

Figure 3.1 The Greater Copenhagen Area



The GCA can be divided into seven urbanisation categories in accordance with the definitions of the TU. This distinction implies that it is possible to calculate the effect of differences in local exposure due to different population densities.

¹¹ For detailed documentation see TRIP Phase 2 Report.

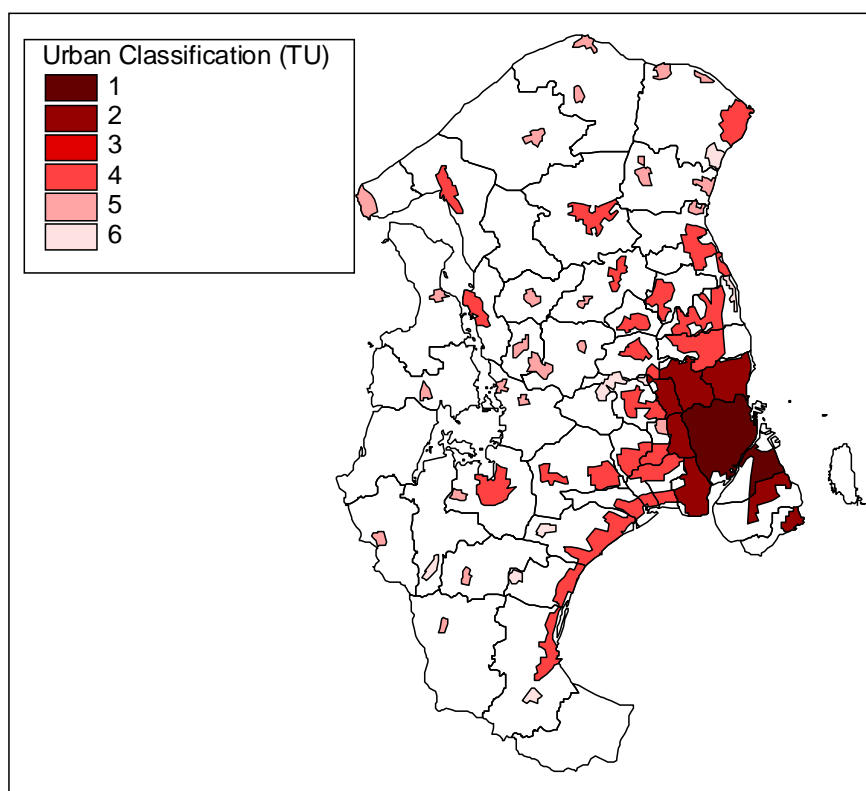
Exposure factors were calculated for a number of different locations within the Greater Copenhagen Area as specified in the following table.

Table 3.1 Specific locations of emission change

TU urbanisation category	Example	AirGIS	EcoSense
TU1: Capital	Copenhagen centre	All	1
TU2: Suburbs to the capital	Gladsaxe, Herlev		
TU3: Urban areas >100.000 inhab.	n.a.		
TU4: Urban areas: 10.000 - 99.999 inhab.	Hillerød, Roskilde	All	2
TU5: Urban areas: 2.000 - 9.999 inhab.	Stenløse	All	
TU6: Urban areas: 200 - 2.000 inhab.	Skævinge		
TU7: Rural areas 200 > inhab.	-	All	2

The division of GCA into TU classes is illustrated in the following figure.

Figure 3.2 TU classification of the GCA

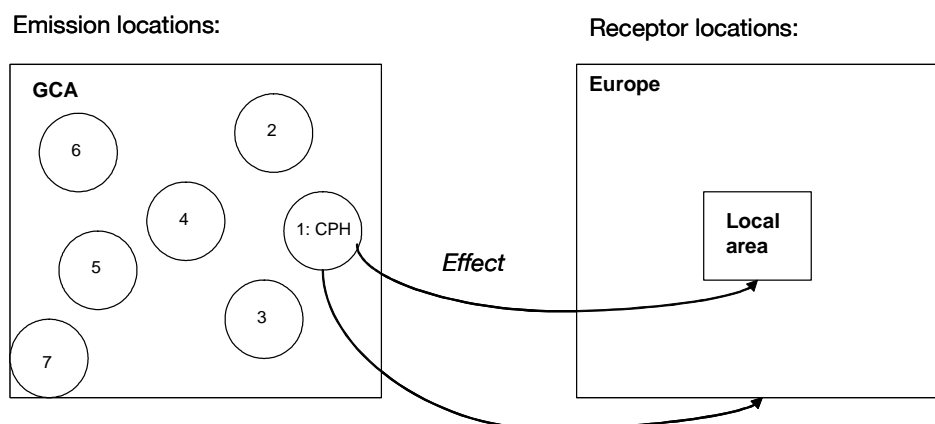


Note: TU7 is the white area. The data is incomplete for cities with 200-2000 inhabitants (TU6) where some fall into the rural areas (TU7).

All of Europe was included as receptor location. The receptor area was divided into a local area and the remaining Europe in accordance with exposure modelling which was divided into local and regional modelling. The two applied

models differ in respect to this distinction. In the figure below the geographical distinction is sought illustrated.

Figure 3.3 Emission locations and receptor locations



Economic valuation of health costs

In the TRIP project, the valuation of mortality from air pollution is based on the value of a life year lost (VLYL) approach as described in the 1st Report. This implies that detailed lifetime tables for the Danish population have been established to take into account the affect of latency and discounting.

The point of departure for the VLYL approach is the value of a statistical life (VSL). According to the recommendations from the Danish Ministry of Transport (2003): *Partikelredegørelse* a value of 13.6 MDKK should be applied as a general value for VSL, e.g. for traffic accidents. However, taking into account the high age in general of the people affected by air pollution, a value of 9.64 MDKK is recommended for air pollution.

The TRIP project applies the value of 13.6 MDKK as the basis for calculating the VLYL, because the lifetime table approach assumes a starting point of the VSL of a person aged similarly to victims of traffic accidents in general, i.e. around 40 years of age. The resulting VLYL is shown in the below table along with applied values for morbidity costs.

Table 3.2 Applied valuation of health effects (2002 price level)

Health effect	DKK/case	Source
VLYL, chronic	357.927	VSL: Danish Ministry of Transport (2003): <i>Partikelredøgørelse</i>
VLYL, acute	611.382	-do-
Bronchodilator usage	110	NERI (April 2004)
Cough	416	CSERGE (1999)
Lower respiratory symptoms	63	NERI (April 2004)
Asthma attacks (AA)	1,993	Danish Ministry of Environment (2004): Valuation of chemical Related Health Impacts.
Respiratory Hospital Admissions (HA)	30,597	Statistics Denmark, NERI (April 2004), CSERGE (1999), Friedrich & Bickel (2001)
Cerebrovascular HA	76,850	Statistics Denmark, NERI (April 2004), CSERGE (1999), Friedrich & Bickel (2001)
Symptom days	416	CSERGE (1999)
Restricted Activity Days (RAD)	615	Statistics Denmark, CSERGE (1999), NERI (April 2004)
Minor RAD	416	CSERGE (1999)
Chronic bronchitis	1.268.284	NERI (April 2004)
Congestive heart failure HA	46,643	Statistics Denmark, NERI (April 2004), CSERGE (1999), Friedrich & Bickel (2001)
Chronic cough	1,879	Friedrich & Bickel (2001)
Emergency Room Visits (ERV)	5,067	Danish Ministry of Environment (2004): Valuation of chemical Related Health Impacts.

When comparing unit costs from TRIP with those of the European sources, the following should be noted. In ExterneE (Friedrich and Bickel) the starting point for estimating mortality costs is a VSL value of approx. 25 MDKK, i.e. almost twice the value applied in TRIP. This implies that mortality costs are almost twice as high in ExterneE (Friedrich and Bickel) as in TRIP.

In BeTa a "chronic death" is valued approximately the same as in TRIP despite the differences in the approach. However, an "acute death" is apparently valued with the full VSL value (corresponding to the 9.64 MDKK) in BeTa.

In TRIP an "acute death" is assumed to shorten lifetime with only 0.75 year, because "acute deaths" only happens to persons who would have died within a short period of time anyway as they are weak and old (see Friedrich and Bickel (2001)). Hence, the cost associated with "acute deaths" is 0.75 times the VLYL for acute deaths.

Given the available documentation of BeTa it is not possible to analyse precisely the impact of this difference in approach, but the BeTa values for the mortality effects are higher than those of TRIP.

It should be noted that a discussion is ongoing regarding the dose-response functions for chronic mortality. In Friedrich and Bickel (2001) and in BeTa a down-scaling of factor 3 of the US dose-response functions was applied for Europe. However, it has been agreed among experts that this down-scaling is not correct. Within the ongoing NewExt project it is discussed how to handle this issue in future calculations. It was therefore decided not take the down-scaling into account in the unit costs in the TRIP project.

Regarding the morbidity costs several different sources have been applied in estimating the costs. In general, costs cover direct costs (hospitalisation and medicine), production loss and willingness to pay (WTP) to avoid the morbidity episode. Generally, the cost component that is most difficult to estimate is the WTP. In the applied costs emphasis has been given to the 5-Country Study by CSERGE.

The CSERGE study covered the Netherlands, Norway, Portugal, Spain and the UK. The same CV questionnaire was presented in Lisbon, Amsterdam, Oslo, Vigo (Spain) and London plus surroundings to estimate the WTP for avoiding health effects associated with air pollution. The pooled results for the five countries are applied here appropriately PPP-adjusted and inflated¹².

3.2 Unit costs per kg pollutant

The unit costs per kg pollutant will be based on the Phase 2 results. But first, Table 3.3 reproduces the EUR per tonne estimates from 1st Report converted into DKK per kg for each pollutant as background for the decision on recommended values for Denmark.

The review of the results in 1st Report from this project showed that due to the widespread consensus about the impact pathway approach the results from the other studies were in general in line with the ExternE study. The few deviations could be explained by alternative assumptions.

¹² For detailed documentation see TRIP Phase 2 Report.

Table 3.3 Comparison of estimates of unit costs of air pollutants. DKK/kg

Source	Country / City	PM _{2.5}		NO _x		SO ₂		CO		HC	
		Urban	Rural	Urban	Rural	Urban	Rural	Urban	Rural	Urban	Rural
ExternE	Germany / Stuttgart	1,659	141	47	22	108	34	0.013	0.001	12	12
BeTa	Germany / Stuttgart	1,594	119	31	31	314	45	n.a.	n.a.	21	21
	Denmark / Copenh.	1,884	40	25	25	360	25	n.a.	n.a.	54	54
	EU-15		104		31		39	n.a.	n.a.		16

Source: 1st Report Table 3.3.

The estimates for Denmark from the TRIP project are presented in the table below. A best estimate combined with high and low values is presented.

Table 3.4 Recommended Danish estimates for marginal air pollution costs.

Pollutant	Urban			Rural		
	Low	Central	High	Low	Central	High
PM _{2.5}	432	1,393	7,578	107	296	1,447
NO _x	7	14	54	8	15	61
SO ₂	31	55	168	12	30	135
CO	0	0.013	0.026	0	0.002	0.004
HC	3	4	6	3	4	6

Note: The high/low estimates are adapted from the Danish Ministry of Transport (2000): *Valuation of the external costs of transport*.

A comparison with the results of Table 3.4 shows that the particle costs in urban areas estimated in the TRIP project are quite close to ExternE and BeTa results. For extra-urban areas the estimated costs are somewhat higher. NO_x costs are lower which is probably due to a lower nitrate exposure in the Danish exposure estimates.

SO₂ costs are lower in urban areas - especially for BeTa - but of similar size in the extra-urban areas. The reason to the large difference in urban SO₂ costs is most likely the acute mortality that is valued with a full VSL in BeTa. CO costs are comparable and HC costs are lower. However, in BeTa a very high exposure factor for HC in Copenhagen is applied, and this seems to be a clear mistake (it is higher than all other countries).

3.3 Marginal air pollution costs per vehicle kilometre

Unit costs per vehicle kilometre are subsequently derived by multiplying the unit costs per kg pollutant with specific emission factors per vehicle kilometre for each mode split on different vehicle types.

The applied emission factors are based on the TEMA-model from the Danish Ministry of Transport. The emission factors which can be calculated directly

from the TEMA-model require detailed specification of vehicle types, size, driving pattern, age of vehicles etc. However, average values for aggregate uses have been derived in a previous project¹³, where emission factors were derived for representative vehicles in the year 1999, 2004, 2009, 2014 and 2019 based on the following assumptions:

- For road the shares of the traffic for various emission norms (pre-EURO, EURO-I and EURO-II) and size classes are based on projection to 2004 of the 1999-distribution of traffic on age composition of the vehicles.
- Default vehicle speeds and road types in the TEMA-model have been assumed.
- The representative trip for petrol cars and vans includes one cold start and 11 and 8.4 kilometres under urban and rural conditions and adjustments have been made for engine wear for older cars.
- For HGV a size distribution of:
 - 63% 3.5-18 ton (10 ton in TEMA);
 - 11% 18-32 ton (24 ton in TEMA);
 - 26% >32 ton (48 ton in TEMA);
 has been assumed for all EURO-norms although the heavy trucks' share of traffic decreases with vehicle age.
- For diesel vehicles "low sulphur" diesel (<50 ppm) have been assumed, which reduces the PM_{2.5}-emissions as well as the SO₂-emissions.
- For rail the different train types' share of traffic in 1999 has been used
- Emission factors per kWh from power production follow the approach of the Danish Energy Agency
- For air and sea transport air carriers and vessels and transport distances which are representative for domestic Danish transport have been assumed.
- Up- and downstream emissions have not been included.

In addition, some assumption about the application of the costs per kg pollutant from Table 3.4 should be emphasised:

- The size distribution of PM from power plant emissions is probably different from emissions from combustion engines in transport vehicles. This tends to overestimate the air pollution costs from electric trains.
- For air and sea transport extra-urban costs are applied. This assumption probably overestimates population exposure, and hence costs, because the major share of the emissions take place more distant from populated areas.
- The costs of HC emissions do not include costs from carcinogens. However, ExternE found that the documented health impacts are small (insignificant) compared to other health effects from transport emissions.

¹³ See "Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger" COWI for Danish Ministry of Transport, 2000. These values have also been applied in the TRIP-project.

Table 3.5 Recommended Danish estimates for marginal air pollution costs per vehicle kilometre. 2002-values.

DKK per vehicle km		Urban			Extra-urban			Average		
Mode		Low	Central	High	Low	Central	High	Low	Central	High
Road										
HGV	diesel	0,18	0,48	2,35	0,08	0,17	0,73	0,09	0,20	0,90
Van	diesel	0,06	0,19	1,01	0,02	0,05	0,25	0,04	0,10	0,52
	petrol	0,01	0,03	0,16	0,01	0,02	0,09	0,01	0,03	0,12
Car	petrol	0,01	0,02	0,11	0,01	0,01	0,06	0,01	0,02	0,08
	diesel	0,03	0,08	0,41	0,01	0,02	0,11	0,02	0,04	0,23
Bus	diesel	0,35	0,99	5,07	0,09	0,19	0,82	0,24	0,65	3,25
Rail										
Freight	electr.	-	-	-	0,39	0,90	4,00	0,39	0,90	4,00
	diesel	3,69	10,27	52,07	1,84	4,15	18,25	1,93	4,45	19,94
Passenger	electr.	-	-	-	0,33	0,76	3,37	0,33	0,76	3,37
	diesel	1,59	4,43	22,49	0,76	1,73	7,64	0,85	2,00	9,12
Air										
	Jet	-	-	-	-	-	-	0,88	1,76	7,10
	Turboprop	-	-	-	-	-	-	0,11	0,22	0,91
Sea										
	Coaster	-	-	-	-	-	-	18,19	43,99	199,77
	Container	-	-	-	-	-	-	46,95	113,53	515,64

Note: For capacities of vehicles see Table 4.2.

Source: Table 3.4 and "Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger", COWI 2000.

Results are presented in Table 3.5. It should be noted that no uncertainty intervals have been applied to the emission factors. Comparison with the results from the international results presented in 1st Report confirms the order of magnitude of the results.

Finally, it should be stressed that the presented unit costs per vehicle kilometre are broad averages for aggregated use. For specific applications due considerations should be made about the appropriate vehicle composition. This is particularly important with regard to vehicle sizes (HGV and trains) and EURO-norms, which will vary significantly over time. Appendix A presents unit costs for individual EURO-norms classes for all road vehicles. The results show that the air pollution unit cost per vehicle kilometre is a factor 3-5 from pre-EURO to EURO-IV which will be introduced in 2006.

4 Climate Change

Even the order of magnitude of the costs of climate change from mankind's greenhouse gas emissions is a subject of dispute because of lack of knowledge of the impact pathway, the long lag time of effects, and several other complex matters.

Cost estimates based on the *damage cost* approach are from a theoretical point of view - in principle - to be preferred to *avoidance costs*. However, there is widespread scepticism among experts towards the actual results of this approach based on the belief that the lack of knowledge leads to underestimation of the actual costs because only quantifiable costs are taken into account. This is supported by the fact that damage cost estimates are most often lower than estimates based on avoidance costs. These considerations have led to the conclusion not to recommend the currently available damage cost estimates as basis for Danish monetarisation of greenhouse gas emissions.

On the other hand, avoidance cost estimates are very dependent of the level of reductions and whether different cost structures across countries are levelled out by joint implementation mechanisms such as e.g. emission trading within EU.

4.1 Unit costs per ton CO₂

Danish values

In recent years a value of 300 DKK (40) per ton CO₂ for 2000 has been used by the Danish Road Directorate based on "Energistyrelsens afskæringspris" calculated in previous analyses of cost minimising reduction measures in the energy sector. Other analyses based on macroeconomic and CGE-models have reached avoidance costs for Denmark in the same order of magnitude.

In February 2003 the Danish Ministry of Finance published a new strategy on the reduction of greenhouse gasses¹⁴ based on the work of the "*Flexible Measures*" working group. The report was based on updated cost minimising reduction measures. The recommendation of the report is to apply a value of 120 DKK (16) per ton CO₂ as a common value for the avoidance cost (cut-off cost) across sectors in Denmark. This value is based on the reduction of CO₂ emissions for Denmark according to the Kyoto Protocol, which corresponds to a reduction of 25%-30% of the emissions – or 20-25 million tonnes CO₂ equivalents annually - in the target years 2008-2012.

The recommended value is based on the assumption that some of the reduction is achieved by means of flexible mechanisms, i.e. joint implementation, international trade with quotes, and clean development measures.

¹⁴ Regeringen (februar 2003): Oplæg til klimastrategi for Danmark.

Reduction costs in various sectors have been estimated both for Danish measures and flexible measures. The Danish measures are in general the most expensive, and moreover, the Danish measures are not sufficient to fulfil the Kyoto Agreement for Denmark. However according to the strategy, if a substantial part of the reduction is carried out by flexible mechanisms the price is not likely to exceed 100 DKK (13) per ton CO₂ and more likely to be in the range of 40-60 DKK (5-8) per ton CO₂.

However, these estimates are based on the assumption that the US does not ratify the Kyoto Agreement. Should the US later decide to ratify the agreement, a substantial increase in the price on flexible measures should be expected, because the US would be a dominant demander in the market. In this case the price is more likely to be 100-200 DKK (13-27) per ton CO₂.

European values

The first report of the present project summarises the values from a number of international studies, which are used in the reviewed European studies. The avoidance costs based on these studies are used here as input for establishing the interval for the costs.

To summarise, the recommendations of the European studies were as follows:

- UNITE uses a value of 20 per ton CO₂ based on Capros and Mantzos(2000) estimates in 1990 (without emission trading). This value is close to the avoidance cost value also used in some ExternE sensitivity analyses.
- RECORDIT applies a preferred value of 38 -1995 per ton CO₂ referring to the INFRAS/IWW-scenario derived under the assumption of reduction in accordance with the Kyoto target and EU emission trading. This value is close to the old value from the Danish Road Directorate.
- INFRAS/IWW applies a preferred value of 135 -1995 per ton CO₂ calculated in the scenario based on IPCC scientific reduction aim of 50% reduction.

Recommended values

Given the high degree of uncertainty in relation to both the methodological approach and in the estimates derived from each approach there is a certain amount of arbitrariness in fixing the exact values to be used. At the end of the day, there are some room for taking into account the political willingness to pay for the reduced risks from a precautionary reduction strategy.

Priority is given to consistency with values applied in other sectors in Denmark. Therefore, the recent Danish value of 120 DKK (16) per ton CO₂ recommended by the Flexible Measures working group is applied as the central value. This value is relatively close to the value recommended by UNITE given the high level of uncertainty in this field. The low value is also applied from the recommendations of the Flexible Measures working group. As the high value the value from INFRAS/IWW is applied. The values are shown in Table 4.1.

Table 4.1 Recommended interval for marginal climate change costs per ton CO₂.. 2000-DKK¹⁵.

	Low	Central	High
DKK per ton CO ₂	40	120	1200

4.2 Marginal CO₂ costs per vehicle kilometre

Finally, the values per ton CO₂ have been converted to unit costs per vehicle kilometre following the approach for generating emission factors described in Chapter 3. Methane-emissions (CH₄) have been converted to CO₂ equivalents by a conversion factor 25 and assuming that methane constitutes 15% of VOC-emissions¹⁶, but this has no noticeable influence on the results. Hence, the ratio between the different vehicles merely reflects their relative energy efficiency per vehicle kilometre. The climate change impacts of nitrogen emissions from aircrafts in high altitude reported by Friedrich and Bickel have not been included due to the very uncertain knowledge of the effects of emissions.

Table 4.2 presents average values. More results have been calculated as well, differentiated on urban and rural vehicle emission class but the differences are small as they only reflect minor changes in fuel efficiency across driving conditions and the vintage of the vehicle (See Appendix A).

¹⁵ The Danish values - low and central estimates - have not been deflated to 2000-prices due to the high degree of uncertainty and the fact that it is not clear exactly which price level these are calculated for.

¹⁶ Rough average value of diesel (5%) and petrol cars (20%), see Friedrich and Bickel(2001) p. 13.

Table 4.2 Recommended Danish estimates for marginal climate change costs per vehicle kilometre. 2000-values.

DKK per vehicle km		Capacity	Average		
Mode			Low	Central	High
Road					
HGV	diesel	16 t	0.02	0.07	0.71
Van	diesel	1.5 t	0.01	0.04	0.42
	petrol	1.5 t	0.02	0.05	0.46
Car	petrol	4 p.	0.01	0.03	0.26
	diesel	4 p.	0.01	0.02	0.22
Bus	diesel	40 p.	0.04	0.13	1.32
Rail					
Freight	electr.	447 t	0.35	1.04	10.39
	diesel	211 t	0.36	1.07	10.66
Passenger	electr.	475 p.	0.29	0.86	8.63
	diesel	225 p.	0.16	0.47	4.66
Air					
Jet		142 p.	0.98	2.94	29.37
Turboprop		50 p.	0.21	0.62	6.21
Sea					
Coaster		2000 t	0.96	2.87	28.73
Container		3500 t	2.47	7.42	74.16

Note:

Source: Table 4.1 and "Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger", COWI 2000.

5 Noise

5.1 Introduction

This chapter presents the suggestions for Danish unit prices for the marginal external noise costs. Results are presented in DKK per vehicle km for each mode with relevant subdivisions. The figures are calculated using an application of the impact pathway approach for noise as recommended by the international studies reviewed in the 1st report.

Marginal noise costs are highly dependent on local and specific conditions, and benefit transfer could only be recommended for use in analyses of broad policy issues, whereas using noise costs for more specific costing should be more differentiated.

The main cost drivers for marginal noise costs are: Population density close to the emission source, the time of day, the background noise level, vehicle/train type and speed and for trains also the length of the train and type of brakes. The background noise level depends for road and rail traffic mainly on the number of vehicles or trains per hour, the traffic mix (e.g. share of HGV) and the speed of the traffic. The applicability of international results to general Danish conditions is therefore problematic, as it depends very much on the extent to which the same conditions prevail with respect to the cost drivers.

Therefore, new Danish estimates have been developed during this project following the methodological recommendations from the international state-of-the-art as found in the European literature review in the 1st Report. The work for road traffic has involved the following five steps:

1. A new unit cost for noise annoyance based on a new hedonic estimation plus epidemiological evidence on the health effects of noise.
2. Specially designed noise mappings for several cities and towns in Denmark based on the noise model "DK Støj".
3. Generalisation of the results into seven classes of urbanisation in accordance with the TU-definitions.
4. Calculation of an average Danish value by weighting the urbanisation classes by their share of the total number dwellings in Denmark.
5. Differentiation between HGV and busses and between cars and van based on noise emission factors for these groups.

In addition, simpler case study calculations have been made for rail transport to get a first indication of the values for the costs of railway noise.

5.2 Unit cost of noise

The Danish unit for measuring traffic noise is SBT, the noise annoyance index (see Section 5.3). Consequently the unit cost of traffic noise is measured in DKK per SBT. The Danish unit cost for noise has been revised recently, as part of the background analyses for the Danish noise strategy. The unit price contains two elements:

- Annoyance costs
- Health costs

Annoyance costs reflects the cost which the individuals observe, e.g. when buying a house. Health costs are costs related to the long term health effects caused by exposure to noise, such as medical costs and hospital costs and reduced productivity. It is assumed that these two cost elements are independent, i.e. the potential health risk is not taken into account in the real estate prices but only people's perceived noise annoyance.

The Danish Environmental Agency has recently carried out a hedonic pricing study for Denmark¹⁷. The study looked at single-family dwellings with noise levels above 55 dB. Statistical analysis was applied to derive the following findings about the decrease in real estate prices:

- 1.64 % pr. dB was found for dwellings next to motorways
- 1.18 % pr. dB was found for dwellings next to other roads,
- 1.20 % pr. dB as an average for all roads.

The average percentage corresponds to a reduction in the average house price of 13,000 DKK per dB with the average real estate prices in 2000. With a discount rate of 6 % this value can be translated into a reduction in the yearly house rent of 780 DKK per dB(A) which in the study has been converted to a value per SBT of 33,100 DKK per year¹⁸.

As part of the work with development of the Danish noise strategy a first rough estimate of health costs have been made. Although the epidemiological documentation for health effects caused by traffic noise is rather weak, the new estimate is still regarded as a better estimate than the previous very rough estimate which was previously set arbitrarily at 50 % of the annoyance costs.

The new estimate assesses the health costs associated with increased risk for ischemic heart disease and hypertension and include costs of medicine, doctors, hospital costs and a valuation of the premature deaths by a value of a statistical life. The increased risk of death has been valued by using a WTP approach.

¹⁷ Miljøstyrelsen: *Hvad koster støj*, Miljøprojekt Nr. 795, 2003. See this report for further details.

¹⁸ Note that willingness to pay in terms of the hedonic relationship is estimated as linear in the noise level (in dB(A)) whereas the noise annoyance function, the SBT-curve, is exponential in the noise level (See Section 5.3). Hence, the conversion implies an inconsistency.

Relating the estimated total costs to the total SBT, this results in a unit value of 21.250 DKK per SBT¹⁹.

The total unit cost of noise, including annoyance costs as well as health costs, thus amounts to 54.350 DKK per year per SBT²⁰.

Table 5.1 Danish unit cost for noise, 2000.

	Noise unit cost DKK per SBT
Noise annoyance costs	33,100
Health costs	21,250
Total costs	54,350

In spite of substantial research the unit cost for noise is still subject to significant uncertainty. Recently, after finalisation of the work with *Vejstøjstrategien*, AKF has published new research which based on new empirical data in Copenhagen come up with new cost estimates indicating that the annoyance costs of noise could be significantly lower than the figure presented in Table 5.1, at least for apartments. This has led to further investigations of the existing empirical Danish evidence and of differences in the results. This analysis is documented in Appendix C. Based on the analysis and taking into account also the uncertainties on the health costs is concluded that the unit costs are probably in the range between 15,000 and 44,000 DKK/SBT per year. Hence, there are indications that the current average unit cost of 54,350 DKK/SBT per year might be too high and this will be taken into account in assessment of the uncertainty range of marginal noise costs per vehicle kilometre in Section 5.4.4. However, because of the lack of a solid empirical basis it has been decided not to recommend a new unit cost until broader and in-depth study based on an extended set of data covering a broader geographical range has been provided.

5.3 The noise annoyance curve

The unit SBT expresses the noise annoyance caused to the inhabitants of dwellings. This measure takes into account inhabitants' perception of the noise level measured in physical terms as dB(A).

For **road** transport the SBT index is calculated according to the formula:

$$\text{SBT-factor per dwelling: } \text{SBT}(L) = 4.22^{0.1 * (L-73)}$$

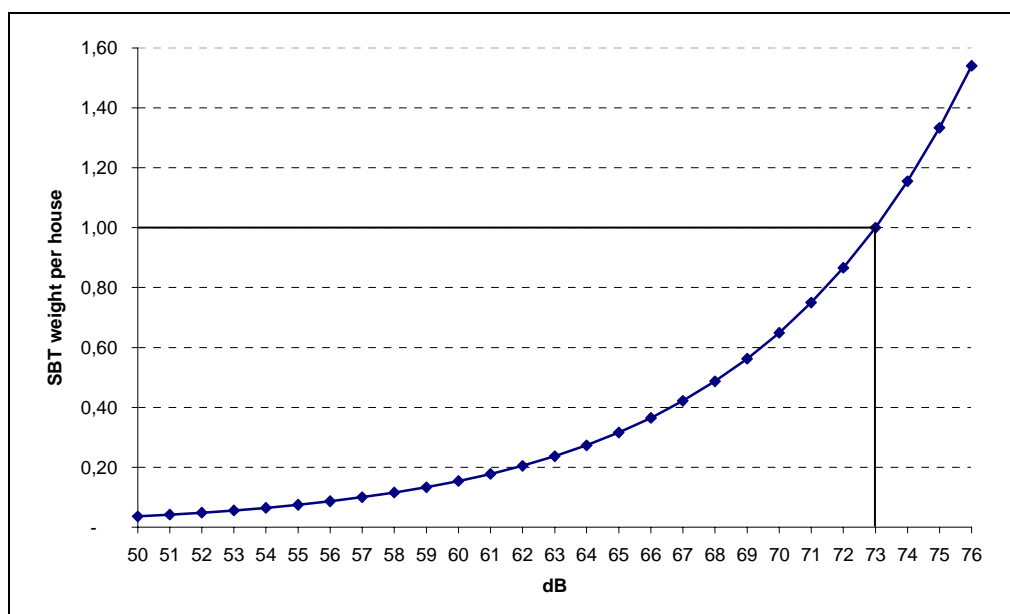
¹⁹ See note 17.

²⁰ See Miljøstyrelsen: *Forslag til strategi for begrænsning af vejtrafikstøj*, Vejstøjgruppen, 2003.

where L = noise level for the dwelling, measured in dB(A) at the façade.

The formula was derived from an interview survey concerning how annoyed people felt at various noise levels. The level of 73 dB at the façade is the level where 100 % of the interviewed persons felt strongly annoyed and this level is established by definition as 1 SBT. The level of 68 dB corresponds to ½ SBT. The SBT function is illustrated in the figure below.

Figure 5.1 Noise annoyance factor curve for noise from road traffic.



For **railway** noise a similar curve has been established. However, interview surveys have revealed that railway noise is generally regarded as less annoying than road traffic noise, mainly because of the periodic character of noise. This has been revealed through interviews. In the guidelines for traffic noise in urban areas from the Danish Environmental Agency the noise limit for railway noise is thus set at 60 dB as compared to 55 dB for road noise.

Correspondingly, the noise annoyance curve is shifted 5 dB(A) to the right for railway noise:

$$\text{SBT-factor per dwelling: } \text{SBT}(L) = 4.22^{0.1 * (L-78)}$$

where L = noise level for the dwelling, measured in dB(A) at the façade.

5.4 Road transport

To derive the marginal noise costs from road traffic in a given area using the unit costs per SBT and the noise annoyance function above the relationship between the level of traffic and the noise level at the façade of the dwellings in the area has to be calculated.

For that purpose a series of scenario calculations has been carried out using the Danish noise-mapping tool, MapNoise, developed by TetraPlan A/S. MapNoise is an advanced GIS application for performing calculations of road traffic noise using information from the Danish central Building and Dwelling Register (BBR) and digital maps as data input for performing the noise calculations. The model is based on the Nordic Prediction Model for Road Traffic Noise and distinguishes between heavy and light vehicles in the traffic flow.

Tetraplan is presently mapping the number of dwellings in Denmark exposed to road noise in a project for the Danish Environmental Agency. Final results are not available, but preliminary results for 2001, based on representative selected noise areas (11 municipalities representing around 50 % of the dwellings in Denmark) are available and have been used in analyses in connection with the Danish noise strategy 2003.

Table 5.2. Municipalities and cities in the noise mapping

Municipalities	Urban area (cities, towns and villages) and no. dwellings			
København	Kbh. By	278,608		
Århus	Århus By	108,741	Borum	118
	Beder	1,622	Elev	207
	Hjortshøj	930	Hårup	288
	Malling	1,292	Mejlby	112
	Mårslet	1,105	Spørring	286
	Solbjerg	1,054	Studstrup	273
	Trige	939	Land	20,947
Odense	Odense By	73,467		
Frederiksberg	Frederiksberg By	51,437		
Randers	Randers By	29,027		
Horsens	Horsens By	23,705	Lund	500
	Egebjerg	588	Land	1,948
	Hatting	542		
Ballerup	Ballerup By	20,790		
Greve	Greve By	18,171		
Glostrup	Glostrup By	10,174		
Svendborg	Svendborg By	13,933		
Frederikssund	Frederikssund By	6,275	Land	1,364
Total: 11 municipalities	29 byer	668,443 dwellings		

In order to calculate the marginal costs, several model runs have been carried out, where traffic volumes have been marginally increased with 10 % for either heavy vehicles or light vehicles. For comparison model runs have also been

made for all vehicles. The result of the model runs is the noise impact expressed in terms of changes in the number of dwellings exposed to road traffic noise in 1 dB(A) noise intervals.

Next, by using the unit price of traffic noise the marginal costs per km for each vehicle type is calculated.

5.4.1 Specification of model runs

The model runs carried out to estimate marginal road noise effects thus comprise:

- 10 % increase in light traffic in urban and rural areas, respectively
- 10 % increase in heavy traffic in urban and in rural areas, respectively
- 10 % increase in all traffic in urban and rural areas, respectively

In order to limit the number of model runs, calculations have been carried out for light and heavy vehicles for all urban areas covered by the noise model, but only for selected rural areas. A total number of 33 model runs have been carried out, comprising²¹

- 11 with increases in *light* traffic in urban areas (all model municipalities),
- 11 with increase in *heavy* traffic in urban areas (all model municipalities),
- 3 with increases in *light* traffic in rural areas (Århus, Horsens and Fr.sund),
- 3 with increases in *heavy* traffic in rural areas (Århus, Horsens and Fr.sund),

It is assessed that the calculations are less reliable in the rural areas, since fewer model runs have been carried out and results are more dependent on specific conditions because much fewer dwellings are exposed per vehicle kilometre.

The effect on the number of noise exposed dwellings is calculated and compared to the current situation. The result is calculated as the changes in the number of dwellings exposed to noise at 1 dB noise intervals starting at 55 dB.

Traffic volumes are calculated as the Annual Average Daily Traffic (AADT) multiplied with the lengths of the road network in the calculation.

The results of the model runs for the specified geographical areas have been reported for each area as shown in the table below:

²¹ Finally 5 model runs with traffic increases for all vehicles in selected urban and rural areas have been carried out as control

Figure 5.2: Example of results table for model runs on marginal noise costs

Modelkommune:	Horsens		By:		Hatting			
	Basis	10% forøgelse af trafikarbejdet i hele kommunen med						
		(1) Lette køretøjer by	(2) Tunge køretøjer by	(3) Lette køretøjer land	(4) Tunge køretøjer land	(5) Alle køretøjer by	(6) Alle køretøjer land	
Trafikarbejde lette (mio vognkm pr år)	1,40	1,54	1,40	1,40	1,40	1,54	1,40	
Trafikarbejde tunge (mio vognkm pr år)	0,13	0,13	0,14	0,13	0,13	0,14	0,13	
Antal boliger i alt	542	542	542	542	542	542	542	542
under 55	476	476	476	476	476	476	476	476
55-56	2	2	1	2	2	1	2	2
56-57	3	2	3	3	3	3	3	3
57-58	4	5	5	4	4	5	4	4
58-59	7	7	7	7	7	7	7	7
59-60	11	10	9	11	11	9	11	11
60-61	7	8	9	7	7	9	7	7
61-62	12	12	12	12	12	12	12	12
62-63	2	2	2	2	2	2	2	2
63-64	1			1	1	1	1	1
64-65	3	4	4	3	3	3	3	3
65-66	7	6	6	7	7	5	7	7
66-67	5	6	6	5	5	8	5	5
67-68	1	1	1	1	1	1	1	1
68-69	1	1	1	1	1	1	1	1
69-70								
70-71								
71-72								
72-73								
73-74								
74-75								
75-76								
over 76								

5.4.2 Marginal noise costs for light and heavy vehicles

For each geographical area of the model runs the effects in terms of changes in dwellings within each 1 dB category has been converted to a change in SBT using the SBT formula for road traffic in Section 5.3.

The effect in SBT is then divided by the changes in traffic volumes for the relevant case (10 % changes in light or heavy vehicles) in order to derive a marginal change in SBT per km for each model run.

The estimate of the marginal costs of noise, in DKK per km, is finally derived for urban (city/town/village) and rural area by multiplying the change in noise annoyance in terms of SBT per km with the SBT unit price (DKK per SBT) according to the following formula:

$$MC_{\text{noise}} = p_{\text{noise}} \Delta \text{SBT} / \Delta T$$

where

ΔSBT = $\Delta N_i \text{SBT}(L_i)$ is the total change in the noise annoyance index, and

p_{noise} : the unit cost of noise

ΔT : the total change in traffic volumes, measured in heavy or light vehicle kilometres

ΔN_i : the change in number of dwellings belonging to noise interval i

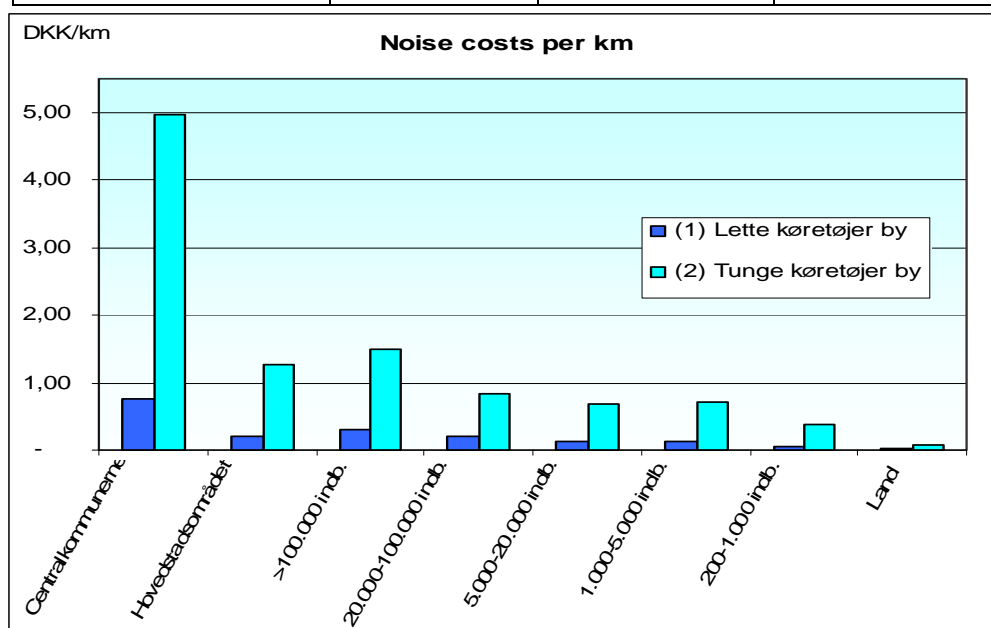
i : lower end of the 1 dB noise intervals: 55 75 dB(A)

Marginal costs for light and heavy vehicles have thus been calculated for each of the 29 urban and rural areas. Finally, these results have been weighted together, firstly by the number of dwelling in each area to obtain representative values for seven degrees of urbanisation, which corresponds to the level used in

TU²², and secondly by the total number of dwellings in Denmark in each urbanisation degree to obtain national average values for urban and rural areas. The results of the model runs are shown in the table and the figure below.

Table 5.3: Results of model runs on marginal noise costs

Urban area:	Dwellings in DK	Light vehicles DKK/km	Heavy vehicles DKK/km
Copenhagen	331.189	0,77	4,96
Suburbs of Copenhagen	368.987	0,21	1,26
> 100.000 inhab.	249.768	0,31	1,50
20.000 - 100.000 inhab.	414.481	0,20	0,82
5.000 - 20.000 inhab.	297.644	0,12	0,69
1.000 - 5.000 inhab.	358.884	0,13	0,71
200 - 1.000 inhab.	181.954	0,05	0,38
Urban areas average	2.202.907	0,26	1,52
Rural areas average	319.731	0,01	0,08



As can be seen from the table and the figure the marginal costs vary very clearly with the degree of urbanisation: The higher the degree of urbanisation, the higher the costs. This is probably due to a combination of two effects. On the one hand the logarithmic character of noise means that everything else being equal the marginal costs of noise decreases with increasing levels of existing noise. These will often be higher the higher the degree of urbanisation. On the other hand, more dwellings are exposed to the noise in urban areas. The net result is higher marginal noise costs at higher degrees of urbanisation.

²² The National Travel Survey in Denmark.

For urban areas the marginal costs vary between 0.05 and 0.77 DKK with an average of 0.26 per kilometre for light vehicles, and in the rural areas marginal costs are quite low. The marginal costs of heavy vehicles are about 6 times higher.

5.4.3 Emission factors for vehicle types

As mentioned above, the noise model distinguishes between heavy and light vehicles in the traffic flow. However, the marginal noise costs vary for the individual modes within these groups: Vans are typically noisier than cars and busses less noisy than trucks.

The differences in marginal noise costs across vehicle types can be estimated on the basis of the relative emission factors of the vehicles. For this purpose the noise emissions factors have been investigated.

Emission factors for the individual vehicles are known from a coordinated, national noise measurement, carried out by the Nordic road directorates in 1999-2000, in relation to an overall Nordic project of revision of the Nordic Emission model running from 1996-2001²³.

The starting point for calculations is the existing emission formula from the Nordic noise emission model for heavy and light vehicles. Next, corrections have been made in order to arrive at the emission factors for specific vehicle categories, based on the emission measurements from the above mentioned project.

Noise from vehicles is dependent on speed. The existing formulas for emissions from heavy and light vehicles as function of vehicle speed are²⁴:

$$\text{Heavy vehicles: } L_{AE} = 80.5 + 30 \log (v/50);$$

$$\text{Light vehicles: } L_{AE} = 73.5 + 25 \log (v/50).$$

The average speed could be expected to be lower in urban areas than in rural areas. For urban areas is assumed an average speed of 50 km/h and for rural areas an average speed of 80 km/h is assumed. The formulas are interpreted as applicable for trucks and cars which are the predominant heavy and light vehicles, respectively. The correction factors for vans as compared to cars and buses as compared trucks are shown in the table below:

²³ Reported in a conference paper at Ålborg Trafikdage in 2002: *Støjjudsendelse fra biler på vejnettet (Noise emissions from vehicles on the road infrastructure)*, by Bent Andersen and Hans Bendtsen, Atkins Danmark.

²⁴ Results are only calculated for speeds above 50 km/h.

Table 5.4: Corrections for emission for van and bus (dB)

Speed Km/h	Van as compared to car noise emission	Bus as compared to HGV noise emission
50	+ 2 ΔdB	- 2½ ΔdB
80	+ 1 ΔdB	- 2½ ΔdB

Using the emission formulas and the correction factors, the emission factors for the different vehicle categories can be derived, as shown in Table 5.5.

Table 5.5: Emissions L_{AE} from different types of vehicles (dB)

Speed	HGV	Van	Car	Bus
50 km/h	80.5 dB	75.5 dB	73.5 dB	78.0 dB
80 km/h	86.6 dB	79.6 dB	78.6 dB	84.1 dB

Equivalence factors

Using the *emission* factors, the next step is to calculate equivalence factors, expressing the relative contribution of other types of road vehicles as compared to cars to the total noise *impact*, in terms of noise level at the façade of the dwellings.

In general, the noise contribution from one vehicle of type A equals the noise from $10^{(L_{AE}^A - L_{AE}^B)/10}$ vehicles of type B, where L_{AE}^A and L_{AE}^B is the noise emission in dB from vehicle A and B, respectively. Thus, if e.g.

$$L_{AE}^{\text{heavy}} - L_{AE}^{\text{light}} = 8 \text{ dB},$$

then the noise from 1 heavy vehicle will equal the noise from $10^{8/10} = 6.3$ light vehicles.

The difference in noise emissions between vehicle types can be calculated from Table 5.5 for 50 and 80 km/h, taking these speeds as broad indicators for the speeds of urban and rural traffic, respectively. The noise from passenger cars is used as the basis or unit value. The number of car equivalents corresponding to each vehicle type can then be calculated, according to the formula given above.

Table 5.6: Differences in emissions and car equivalents

(dB)	HGV	Van	Car	Bus
Difference in emissions as compared to car				
Urban	7,0	2,0	-	4,5
Rural	8,0	1,0	-	5,5
Car equivalents according to formula				
Urban	5,0	1,6	1,0	2,8
Rural	6,3	1,3	1,0	3,6

Note: 50 km/h is used as an indicator for average speed in urban areas, and 80 km/h is used as an indicator of average speed in rural areas.

It should be noted that, since noise increases with increasing speeds, it will influence the equivalence factors if one vehicle type typically drives faster than others.

Extra-urban areas comprise various kinds of roads, of which some are motorways, where passenger cars and vans drive faster than trucks, and other roads where the speeds may be more similar. When passenger cars and vans drive faster than trucks, this will increase the noise from cars and vans and decrease the difference between trucks and cars/vans. Thus, if e.g. a truck drives 80 km/h and a car drives 110 km/h, the car equivalent of the truck will decrease from about 6 to about 3. However, since all state roads, including all motorways as well as other high speed roads, accounts for only a minor share of the total noise problem (measured in SBT), it is assessed that in general using the 50 km/h and 80 km/h will be an acceptable rough estimate of speeds in urban and extra-urban areas.

5.4.4 Marginal road noise costs

It is interesting to compare the equivalence factors of Table 5.6 with the implicit value for heavy vehicles relative to light vehicles which be derived from the marginal costs in Table 5.3. This implicit equivalence factor from this marginal cost ratio is 5.8 which is very close to of the equivalence factor of 5.0 (urban) and 6.3 (rural) for HGV as compared to Car in Table 5.6. The latter only takes into account the differences in emissions between vehicle types whereas the marginal costs in Table 5.3 also includes geographical differences in driving patterns within the urban areas between light and heavy vehicles.

The marginal road noise costs for the various vehicles types is therefore calculated by combining the results on the marginal costs for light and heavy vehicles with the derived equivalence factors to differentiate busses from HGV and vans from cars. It is assumed that the marginal costs for light vehicles correspond to the marginal costs for car, and that the marginal costs for heavy vehicles correspond to the marginal costs for HGV. The marginal costs for vans and buses are then calculated by multiplication with the equivalence factors from Table 5.6.

Table 5.7: Central estimates for marginal road noise costs

Urban area:	HGV	Van	Car	Bus
Copenhagen	4,96	1,22	0,77	2,79
Greater Copenhagen	1,26	0,33	0,21	0,71
> 100.000 inhab.	1,50	0,48	0,31	0,84
20.000 - 100.000 inhab.	0,82	0,31	0,20	0,46
5.000 - 20.000 inhab.	0,69	0,19	0,12	0,39
1.000 - 5.000 inhab.	0,71	0,21	0,13	0,40
200 - 1.000 inhab.	0,38	0,08	0,05	0,21
Urban areas total	1,52	0,42	0,26	0,86
Rural areas total	0,08	0,02	0,01	0,04
Average	0,23	0,16	0,11	0,51

The figures presented in the table above are clearly subject to great uncertainties although it has not been possible to make a statistical assessment of this uncertainty. Instead, a rough assessment of the range of uncertainty for the estimates in the table above has been made by comparing the results of the calculations with corresponding results in the international studies as presented in the 1st Report and with previous Danish results from the Danish Economic Council²⁵. The average figures from the latter is about half of the values estimated here for vans, cars and busses and about twice the value for HGV. Similarly, the low values from the international studies are also about half of the values and the high end in the range of 1.5-3 times higher compared to the values presented here. Taking into account also the assessment of the uncertainty on the unit costs per SBT per year from Section 5.2 the assessment is, that a range from -50% to +100% of the best estimate are reasonable values for low and high values around the central estimates.

5.5 Rail transport

For railway noise a similar approach for calculation of marginal costs has been applied, although at a smaller scale in terms of two case examples. Further studies should be conducted to obtain more thorough analyses, taking more cases into account. The examples shown here are therefore not representative for Denmark as a whole, but can serve as an indicator of the size of marginal costs for densely inhabited areas.

The Nordic noise model for railway noise have been used in two case examples for calculating the change in the number of dwellings exposed to different noise levels, caused by 10% increase in railway traffic for goods and passenger railway traffic respectively following the approach from the road traffic estimations.

²⁵ Danish Economic Council: *Transportens Eksterne Omkostninger (External Costs of Transport)*, 1996.

Railway traffic noise depends on the length of the train. Therefore the 10% increase in traffic is measured train metres. Traffic volumes are calculated as the average yearly number of train metres multiplied with the lengths of the railway line in the calculation. Next, by using the unit price of traffic noise the marginal costs per train metre-km is calculated and converted into a price per train kilometre by using the average lengths of the trains.

5.5.1 Specification of railway noise cases

Two theoretical examples have been set up based on actual noise data from the greater Copenhagen area, both in densely populated areas. Assumptions have been made regarding the density of dwellings, distances to the railway noise source, the amount of traffic, the average speed for passenger and freight trains respectively, the distribution of railway traffic on types of trains and the average length of trains. It is assumed that no noise screens have been set up in the case areas.

The first case is a 4.4 km long distance in a densely populated area with four types of passenger railway traffic and one type of freight railway traffic. The passenger railway traffic comprises two types of regional trains, high speed trains and S-trains.

The second case is a 2.1 km long distance in a densely populated area with three types of passenger railway traffic and one type of freight railway traffic. The passenger railway traffic comprises two types of regional trains and high speed trains.

In both cases the regional train type 1 comprises so-called IC3 trains and regional train type 2 comprises other trains.

The assumed train lengths in the case studies are shown in the table below:

Table 5.8: Assumed lengths of trains

Train type	Assumed average length of train
Regional train type 1	320
Regional train type 2	300
High speed trains	280
S-trains	160
Passenger trains (av.)	235
Freight trains	835

5.5.2 Marginal railway noise cost

For each case the change in the number of dwellings distributed on noise intervals is calculated for the increase of 10% in passenger traffic and freight traffic

respectively. The number of dwellings in each interval before and after the traffic increase is converted to a change in SBT, using the formula described in section 5.2 along the same lines as described for road transport. The traffic volumes are calculated as train metre-km and the marginal costs per train metre-km is calculated as shown in the table below.

Table 5.9: Marginal noise cost, DKK per train metre-km

	Δ SBT	Δ Train metre-km	DKK per train metre-km
Case 1			
Passenger trains	8,58	11.730.164	0,04
Freight trains	8,58	6.559.158	0,07
Case 2			
Passenger trains	1,98	3.784.232	0,03
Freight trains	3,96	3.079.695	0,07

The marginal costs per train metre-km are thus somewhat higher for freight trains than for passenger trains. This is mainly due to the more noisy character of freight trains, which more than outweighed by the lower speed for freight trains.

The marginal costs for the different types of passenger and freight trains are then calculated by simply multiplying with the average length of the train type. The results are presented in Table 5.10 below.

Table 5.10: Marginal train noise costs for different types of trains in the case studies

	Average train length	DKK/trainkm
Case 1		
Regional trains 1	320	12.72
Regional trains 2	300	11.93
High speed trains	280	11.13
S-trains	160	6.36
Passenger trains total	235	9.35
Freight trains	835	59.36
Case 2		
Regional trains 1	320	9.10
Regional trains 2	300	8.53
High speed trains	280	7.96
Passenger trains total	299	8.51
Freight trains	835	58.35

The marginal costs per kilometre of freight trains are much higher than passenger trains, because in addition to the higher costs per train metre-km the average length of freight trains is considerably higher than the average length of passenger trains. Among the passenger trains the regional trains have the highest marginal noise costs, followed closely by the high speed trains, whereas the S-trains have the lowest marginal costs.

The estimates in the table above are case specific. Several considerations have to be made to generalise the results to typical values for national passenger and freight rail transport:

- Firstly, the train lengths in the case studies are probably above average. But since it has not been possible to investigate the average train length in more detail expert assessment of a length of
 - 500 metres for freight trains, and
 - 180 metres for passenger trains
 has been used as rough estimates.
- Secondly, the sections of the rail network in the case studies are not typical as they run through densely populated areas. Hence, the estimates from the case study calculations have to be interpreted as values for urban rail transport. A large part of the traffic volumes of regional and high speed trains are, however, performed in less densely populated areas and rural areas, whereas most of the traffic volumes of S-trains are carried out in densely populated areas.

- Thirdly, a significant share of the freight transport by railway is undertaken at night time in order to utilise the spare capacity of the network. Therefore, the values for freight train might be underestimated because the noise disturbance is worse during night time.
- Fourthly, the extent to which noise barriers has been established along the specific railway sections will influence the marginal noise costs because of the strong convexity of the noise annoyance curve. The marginal noise costs per kilometre will probably be lower for line sections with noise barriers.

Finally, very preliminary estimates for typical values of the marginal noise costs per train kilometre are presented in the table below based on the case studies and additional assumptions described above. However, it must be stressed that further investigations based on more extensive analyses of a wider range of case study situations have to be carried out in order to produce reliable estimates of representative marginal noise costs for railway transport.

Table 5.11 Preliminary estimates of marginal train noise costs for passenger and freight trains in densely populated areas

Train type	Average Train length metres	Marginal noise cost in urban areas DKK per train-km
Passenger trains	180	6.14
Freight trains	500	35.25

The level of uncertainty of these estimates of the marginal noise costs are substantial but difficult to quantify. However, given the more sporadic nature of the case calculations made for rail the uncertainty range should clearly be wider than for road transport. In order to stress the uncertain nature of the values a range from 33% to 300% of the estimates presented in Table 5.10 above is recommended.

Values for extra-urban areas have not been possible to estimate from the two case studies. For road transport the ratio between urban and extra-urban areas are about 20. This ratio should probably be lower for rail traffic because relatively fewer dwellings are located near to railways in the open land. It is therefore suggested to use a ratio of 40:1 for urban relative to extra-urban marginal noise costs of rail traffic. This approach results in an extra-urban value for freight trains which is in line with the value reported by RECORDIT for rail noise in rural areas with "moderate population density". However, it must be stressed that this is a very rough preliminary estimate which inter alia depends strongly on the length of the train and should only be used with great caution and taking into account the ranges of uncertainty.

5.6 Aviation

It has not been part of this project to carry out new calculations for aviation noise costs. The international estimates are highly uncertain, since they are based on very rough assumptions about the marginal costs' share of average costs. In addition transfer of international estimates will be very sensitive to the location of the airport and of level of traffic because of the very non-linear relationship. Therefore, no recommendations for Danish marginal noise costs have been made in this report. However, reasonable estimates could be probably be derived from detailed model calculations of the noise annoyance from airports.

5.7 Sea transport

No international estimates of marginal sea transport are available and no further investigations have been made for this report. It is assumed that the marginal noise costs for sea transport is 0.

5.8 Summary of results

In the table below is presented a summary of the recommendations for marginal transport noise costs for Denmark.

Table 5.12 Summary of marginal cost estimates for noise in Denmark

	Urban			Extra-urban			Average		
	Low	Central	High	Low	Central	High	Low	Central	High
Road									
HGV	0.76	1.52	3.04	0.04	0.08	0.15	0.12	0.23	0.47
Van	0.21	0.42	0.84	0.01	0.02	0.03	0.08	0.16	0.32
Car	0.13	0.26	0.53	0.01	0.01	0.03	0.06	0.11	0.22
Bus	0.43	0.86	1.71	0.02	0.04	0.09	0.25	0.51	1.02
Rail									
Freight	11.63	35.25	105.75	0.29	0.88	2.64	n.a.		
Passenger	2.03	6.14	18.42	0.05	0.15	0.46	n.a.		
Aviation	n.a.								
Sea				0,00	0,00	0,00			

6 Accidents

Below recommendations of Danish marginal external accident costs for both freight and passenger transport based on the information from the literature review in the 1st report are presented.

6.1 Approach

Huge differences in the accident risks among the European countries limit the information that can be used for deriving Danish estimates. The reviewed studies emphasise *that relevant accident externality charges should be estimated for each Member State using accident risk data and accident cost figures in its components.* (RECORDIT D1, p. 178). Hence, the recommendations below are based almost solely on estimates for Denmark from the reviewed studies and the existing Danish estimates. Marginal external accident costs for other countries are used as a supplement only to verify the order of magnitude of the Danish estimates.

However, it should be noted that data are available in Denmark to apply the European state-of-the-art approach to achieve fully revised reliable Danish estimates for the marginal external accident costs.

6.2 The level of disaggregation

Accident risk depends on the vehicle type, the infrastructure type, the volume of traffic, the traffic composition, time of day, the road conditions and the driver. Hence, the ideal level of disaggregation is large. However, some of the dimensions are more important than others. For pricing policies it is important to make distinction between different *types of vehicles* involved in accidents. Further, differentiation with respect to infrastructure type, traffic volume and location is also important.

Although driver's characteristics are also essential, differentiation is not proposed as it is not possible to collect the information needed for differentiation.

Hence, the following cost drivers effectively determining the appropriate level of disaggregation for accident costs have been identified:

- Transport mode
- Vehicle type
- Infrastructure type
- Location type

For road transport the costs are differentiated with respect to vehicle type and infrastructure/location type. For the other modes no further differentiation has been possible based on the available information.

6.3 Marginal accident costs per vehicle km

Below, an interval of each element in the cost matrix has been estimated based on the information from the literature review in the 1st report coupled with existing Danish estimates. The aim has been to try to give the best approximation of the costs to reflect the estimates that can be expected if the Danish costs are calculated based on the recommended ideal methodology.

In general low and high values have been estimated on the basis on the available information. The best estimate has been decided based on a rough assessment of the quality of the data and the methodology applied in the study. Hence, most weight has been given to the studies applying the HLG framework methodology and to the existing Danish estimates from Trafikministeriet(1997).

6.3.1 Road transport

The proposed values for road transport are based on information from:

- RECORDIT
- INFRAS/IWW
- SIKA(2000)
- PETS
- Trafikministeriet(1997)

Results from INFRAS/IWW have only been given a limited weight as the methodology applied is not in line with the recommended ideal methodology.

Table 6.1 Marginal external accident costs for road transport - best, low and high estimates

DKK/1000 vkm	HGV	LGV	Car	Bus
Motorway	300 (100 - 469)	52 (30 - 90)	65 (45 - 95)	113 (100 - 127)
Urban roads	1.200 (200 - 1626)	137 (85 - 220)	176 (135 - 230)	327 (243 - 440)
Extra-urban roads	900 (180 - 1113)	99 (66 - 150)	108 (75 - 155)	232 (200 - 270)

The estimates presented above are in the same order of magnitude as the existing Danish figures from Trafikministeriet(1997). All best estimates are within the range of the existing low and high figures.

HGV

For HGV's high estimates are based on RECORDIT Danish motorways and adjusted Swedish figures for other roads. Low estimates are based on INFRAS/IWW, low values of RECORDIT and SIKA(2000).

Most weight has been given to the RECORDIT study in the assessment of the best estimate as it applies the proposed methodology and uses Danish risk data.

LGV

For LGV's high estimates are based on average of low and high values from Trafikministeriet(1997) for urban and extra-urban roads. Motorways estimated proportional to risk factor for HGV's. Low estimates are based on SIKA(2000). Motorways estimated proportional to risk factor for HGVs.

Best estimates are the geometrical average of the low and high values.

Passenger car

For cars high estimates are based on INFRAS/IWW and SIKA(2000). Low estimates are based on average of low and high value from Trafikministeriet(1997). Motorways estimated proportional to risk factor for HGVs

Best estimates are the geometrical average of the low and high values.

Bus

For buses high estimates based on average of low and high value from Trafikministeriet(1997). Motorways estimated proportional to risk factor for HGVs. Low estimates based on INFRAS/IWW and SIKA(2000).

Best estimates are the geometrical average of the low and high values.

6.3.2 Rail transport

The proposed values for rail transport are based on information from:

- RECORDIT
- INFRAS/IWW
- PETS
- Trafikministeriet(1997)

DKK/1000 vkm	Passenger	Freight
Rail transport	1,296 (700 - 2,400)	1,500 (300 - 3,850)

Passenger trains

For passenger transport the low value has been based on Trafikministeriet(1997). The high value has been based on INFRAS/IWW.

Best estimate is the geometrical average of the low and high value.

Freight trains

For passenger transport the low value has been based on Trafikministeriet(1997). The high value has been based on RECORDIT.

Most weight has been given to the RECORDIT study in the assessment of the best estimate as it applies the proposed methodology and uses Danish risk data.

6.3.3 Air transport

The proposed values for aviation are based on information from:

- INFRAS/IWW
- PETS
- Trafikministeriet(1997)

DKK/1000 vkm	Passenger	Freight
Air Transport	210 (0 - 420)	n.a.

It is not possible to estimate the marginal external accident costs of freight aviation as no estimates are available from the literature.

For passenger transport the low value has been based on Trafikministeriet(1997). The high value has been based on INFRAS/IWW.

Best estimate is the average of the low and high value.

6.3.4 Short sea shipping

The proposed values for short sea shipping are based on information from:

- INFRAS/IWW
- Trafikministeriet(1997)

DKK / 1000 vkm	Passenger	Freight
Short sea shipping	0	0

Trafikministeriet(1997) aim to estimate the marginal external accident of short sea shipping. However, based on the fact that only 2 accidents with 2 fatalities have been reported in 12 years it is concluded in the study that the marginal external costs of shipping are negligible, e.g. equal to 0 (for both passenger and freight transport).

In INFRAS/IWW the marginal external accident costs for freight shipping are also estimated to 0.

This is the only available information on marginal accident costs for short sea shipping available in the literature.

7 Infrastructure

This chapter presents the suggestions for Danish unit prices for the marginal external costs of infrastructure wear. The presented results are to be considered as short run marginal costs taking only into account only maintenance cost items which are assumed to be directly related to the amounts of traffic. For road transport the results are presented per mode and split on different road types. For rail results are derived for typical passenger and freight trains based on estimates per gross-ton kilometre. For both road and rail transport unit costs can be differentiated further on types of vehicles.

7.1 Approach

Estimating marginal infrastructure costs have the advantage to other external cost types that the costs can be eventually be derived from expenditures which actually takes place without having to measure implicitly the unit prices for the costs. However, several other complications make it rather difficult to come up with reliable marginal infrastructure cost estimates. In fact, no robust, well proven applied method has yet been established although preliminary results have been obtained in the UNITE project²⁶.

7.1.1 Road transport

The 3rd Report makes a revision of the total Danish road infrastructure costs with allocation on vehicle types which can be also used to give a preliminary estimate of the marginal infrastructure costs. This total costs revision includes updates of the road expenditure accounts as well as revised estimates of the capital costs which are based on the perpetual inventory model (see 3rd Report for further details).

The marginal costs have been derived from the revised total costs using the same assumptions which was used in the 1st Report to adjust the figures from Trafikministeriet(1997)²⁷, that is:

- only reinvestments in surface renewal are strictly dependent on traffic volumes;
- About 40% of these costs are invariant to marginal traffic increases, because surface renewal is also due to climate determined deterioration²⁸.
- The remaining surface renewal costs are allocated on vehicle type following the same principles as for total costs.

In addition, only the depreciation, and *not* the interest, of the accumulated investments in road surface renewal is included in the marginal costs whereas

²⁶ UNITE D10 *Case Studies on Marginal Infrastructure Costs*.

²⁷ See 1st Report Section 7.2.2.

²⁸ 30% for Motorways and trunk roads and 50% for regional and local roads.

both depreciation and interest of the capital stock is included in the total costs. The argument is that under the assumed linear depreciation the average capital stock in road surface investments will be half of the renewal costs irrespectively of the level of traffic. Only the interval of renewal will decrease if traffic is increased.

The results are presented in Table 7.2 below along with low and high values. The intervals of uncertainty for the marginal infrastructure costs are assessed by comparing the

The literature review performed in the 1st Report basis for the suggested unit costs for road transport is first of all a comparison of three sources of information, which are relevant as background for assessing the marginal infrastructure costs in Denmark:

- The range of European values from DIW et.al.(1998), as reported by TRL et.al.(2001);
- The adjusted Danish estimates based on Trafikministeriet(1997);
- The rough estimates for Denmark derived by TetraPlan by a cross country comparison as part of RECORDIT.

The review showed that the Danish costs per vehicle kilometre from Trafikministeriet(1997) was quite high in a European comparison. However, the Danish figures are calculated as long run marginal costs. When the Danish estimates are revised to take a account only of maintenance and renewal costs which directly relates to traffic volumes they turn out to be fully in accordance with the European values. The same is the case for the new estimates although the values for heavy vehicles seem to be in the high end of the DIW-intervals²⁹.

The RECORDIT estimates for an average truck appears to be somewhat higher than the adjusted Danish estimates from Trafikministeriet(1997). Although this could to some extent be due differences in assumptions about the size distribution of the trucks the final estimates are increases slightly keeping the relative distribution between vehicles more or less constant.

Finally, the finding from RECORDIT that marginal costs for Motorway are only about half of the costs of typical roads are used as well. It has not been possible to differentiate between urban roads and rural roads.

The assessment of high and low values of the interval are primarily based on the interval from the DIW-study reported in the TRL study taking into account that if allocation costs were made solely according to the ASSHO-factors the costs for light vehicles would be practically insignificant.

The best estimates and high and low bounds for marginal infrastructure costs for road vehicles are presented in Table 7.2 below.

²⁹ See 1st Report Table 7.3.

7.1.2 Rail transport

For rail transport the available information about marginal infrastructure costs are very sparse and Danish marginal cost estimates are not available although work has been initiated by Danish Ministry of Transport. The IWW calculations reported by TRL seems to be the best starting point.

TRL refers to the IWW-estimates as long run marginal maintenance and operating costs. Hence, it is possible that these values over-estimate the short run marginal costs but it can not be clarified from the documentation.

On the other hand, as it appears from Chapter 8, congestion costs has not been estimated for railways. Hence, the total marginal cost figures do not include any scarcity value in terms of the social opportunity costs for slots on line sections with capacity constraints. For railway sections with capacity problems, short run marginal cost pricing alone will therefore tend to under-estimate the true infrastructure costs.

Gross ton kilometres are considered as a more appropriate cost driver than train kilometres. Central estimates for the unit costs per train kilometre are derived by multiplying the values per gross ton kilometre with roughly estimated average weights of Danish trains. Hence, the costs per train kilometre are very sensitive to the weight assumptions because the weight of different train types varies significantly according to length etc. For passenger trains the parameters are split on main lines and side lines. The input variables are presented in Table 7.1 below.

Table 7.1 Marginal costs per gross ton km and gross weights of trains.

Train type	Train gross weight	EURO ₁₉₉₈ per gross ton km
Freight trains	1,000	0.0030
Passenger trains		
Main lines (60%)	350	0.0029
Side Lines (40%)	175	0.0024

Source: IWW-calculations of long run marginal costs cited from TRL(2001) vol. 2 p. 18.
Train gross weights own rough estimates. S-trains not included.

As *low* values the values from RECORDIT's recommendations for Denmark is used. That is the official Swedish values which amount to 1.15 DKK₁₉₉₈ per train kilometre which are based on basically the same source as UNITE's recommended value.

It appears from the table above that the costs per gross ton kilometre is higher for main lines than for side lines this probably reflects higher standards required for the higher speed. But on the other hand the econometric studies also indicate that marginal costs decline with traffic volumes which are generally lower on the side lines.

The approach for assessing a *high* value for the train infrastructure costs is based on the assumption that the costs for side lines per train kilometre are the same as for main lines even though the trains are smaller. Secondly, we have assumed that the costs per gross ton kilometre for freight trains equal those for passenger main lines. Finally, we have estimated that the values for main line is at maximum twice the IWW estimate in light of the concern about the interpretation of the "long run" definition.

7.2 Marginal infrastructure costs per vehicle kilometre

The results are summarised in Table 7.2 below. The unit costs are presented in 2000 market prices. The recommended values for roads values are based on Government budget data which are factor prices. The TRL-data are generally factor prices, hence also the IWW calculations used for trains. Hence, all values are transformed to 2000-factor prices by exchange rate conversion (7.45 EUR/DKK, inflation correction (+4%) and the "nettoafgiftsfaktor" (1.17).

Table 7.2 Recommended Danish estimates for short run marginal infrastructure costs. DKK per vehicle/train kilometre. 2000-values in market prices.

DKK per vehicle km Mode	Motorways			Other roads			Average		
	Low	Central	High	Low	Central	High	Low	Central	High
Road									
HGV	0.10	0.39	0.58	0.25	1.00	1.50	0.19	0.78	1.16
Van	0.00	0.01	0.01	0.00	0.02	0.03	0.00	0.01	0.02
Car	0,00	0.00	0,01	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,01
Bus	0,05	0.21	0,32	0,12	0,48	0,72	0,11	0,43	0.64
Rail									
	Main lines			Side lines			Average		
Freight	1.4	27	53	1.4	27	53	1.4	27	53
Passenger	1.4	9	18	1.4	4	18	1.4	7	18

It should be stressed again that the estimates for infrastructure costs are founded on weak data, especially for railways, where key figures are transferred from other countries which is very problematic for infrastructure costs. Hence, the figures should be taken only as indicative for Danish rail infrastructure, which is also indicated in the uncertainty interval.

8 Congestion

The conclusion from the critical review of the European studies was that marginal external congestion costs cannot be transferred from one area to another. Consequently, a Danish set of values should be based on studies in Denmark and not on results from the European studies. A full set of Danish marginal external congestion costs do not exist, and the suggested costs are based on the level found in Danish studies along with some of the relations between costs found in the European studies.

8.1 Critical issues in transferring values to Denmark

Congestion has been handled along with the other marginal external costs in INFRAS/IWW, RECORDIT and UNITE. So far costs have only been reported in INFRAS/IWW and RECORDIT. Table 8.1 shows significant differences in costs even for the same categories of road, level of traffic and type of vehicle.

Table 8.1 *Examples of marginal external congestion costs (1998 per vehicle km)*

	INFRAS/IWW		RECORDIT	
	Car	HGV	Car	HGV
Motorway				
- relaxed	0.012	0.029	0.000	0.000
- dense	2.102	5.255	0.078	0.194
- congested	2.160	5.400	0.195	0.487
Urban road				
- relaxed	0.028	0.069	0.000	0.000
- dense	2.879	7.197	0.060	0.150
- congested	3.291	8.228	0.179	0.446

One of the explanations is that the marginal external congestion costs in INFRAS/IWW are based on analyses in heavy congested cities like London, Paris and Brussels, whereas the costs in RECORDIT are based primarily on inter urban traffic outside the peak periods. This may influence the definition of 'relaxed', 'dense' and 'congested' traffic when compared to the traffic density.

The marginal external congestion cost's dependency of geographical area is supported by studies in UNITE. In one case study the same traffic model and methodology of deriving marginal costs are applied for Edinburgh, Helsinki and Salzburg. Despite similarity in approach the obtained marginal external congestion costs vary up to a factor of four.

Besides the problems with transferability between different geographical areas there are a number of other important aspects in obtaining marginal external congestion costs for Denmark. A general problem is that the curve of marginal external congestion costs depending on traffic intensity becomes very steep, when traffic intensity reaches the capacity of the road. This means that small changes in traffic will change the marginal external congestion costs significantly.

This is of importance if the marginal external congestion costs should be used to determine a tolling level in a road pricing system. The introduction of a road pricing system is expected to change behaviour and therefore the equilibrium level of marginal external congestion costs may be much lower than the current level. Furthermore, congestion is a network problem, and the problem in the network may not be the spot where the congestion occurs.

8.2 Deriving estimates for Denmark

Since the marginal external congestion costs cannot be transferred from one area to another, the derivation of estimates for Denmark is based on a combination of Danish congestion studies and the results from the European studies with regard to variations in costs and sensitivity analyses.

The Danish set of marginal external congestion costs should include costs varying by

- type of road (urban and extra-urban (motorway and rural road))
- time of day (peak and off-peak)
- type of vehicle (car, LGV, bus and HGV)

For type of vehicle INFRAS/IWW and RECORDIT agree on a set of factors used to calculate the costs for LGVs, busses and HGVs based on a set of costs for cars. The factors are related to passenger car units (PCU) for the respective types of vehicles. The factors in INFRAS/IWW and RECORDIT are applied for the Danish values as well. The factors are 1.5 for LGVs, 2.0 for busses and 2.5 for HGVs. In this way the marginal external congestion costs of a HGV is 2.5 times the cost of a car. This can be seen in Table 8.1 as well.

It remains to determine a set of marginal congestion costs for cars on different types of road (urban roads, extra-urban motorways and rural roads) and in peak/off-peak. These values are based on the preliminary results of a Danish congestion project along with some of the principles from the European studies.

For urban roads in peak periods INFRAS/IWW and RECORDIT obtained marginal external congestion costs of 24.5 and 1.3 DKK per vehicle km respectively. The Danish congestion project obtained values of 2-4 DKK per vehicle km for Vesterbrogade in Copenhagen, which is one of the more congested urban roads in Denmark.

It is assumed that the numbers in RECORDIT are most in line with the average level in Denmark compared to INFRAS/IWW, and consequently the best estimate for a Danish average of marginal external congestion cost for urban roads in peak periods is set to 1.0 DKK per vehicles km with 0.2 DKK as a low estimate and 2.0 as a high estimate. For off-peak periods most urban roads in Denmark have no congestion. Consequently, both the best estimate and the low estimate are set to 0 while the high estimate is set to 0.25 DKK per vehicle km. All the numbers are summarised in Table 8.2.

Table 8.2 Low, central and high values for urban roads (DKK per vehicle km)

	Low	Central	High
Peak	0.20	1.00	2.00
Off-peak	0.00	0.00	0.25

The marginal external congestion costs for extra-urban roads are based on costs for motorways and rural roads. The costs for extra-urban roads are derived as weighted averages, where the amount of traffic is used as weights. In peak periods INFRAS/IWW and RECORDIT obtained marginal external congestion costs for motorways of 16.1 and 1.5 DKK per vehicle km respectively. For rural roads the similar costs are 15.4 and 0.2 DKK per vehicle km. The Danish congestion project reported costs of 1.75 DKK per vehicle km for Motorring 3 in Copenhagen which is one of the most congested motorways in Denmark.

Consequently, the best estimate for a Danish average of marginal external congestion costs is peak periods for motorways is set to 0.75 DKK and for rural roads to 0.10 DKK. Low estimates are set to 0.20 DKK and 0.00 DKK respectively. It is anticipated that most rural roads in Denmark are not congested not even in the peak periods, but there are no specific studies supporting this.

Table 8.3 Low, central and high values for extra-urban roads (DKK per vehicle km)

	Low	Central	High
Peak	0.08	0.36	0.94
- motorway	0.20	0.75	1.75
- rural road	0.00	0.10	0.40
Off-peak	0.00	0.00	0.08
- motorway	0.00	0.00	0.25
- rural road	0.00	0.00	0.00

For off-peak periods both the best and low estimates are set to 0 DKK per vehicle km. Since some of the most congested motorways are usually not congested in off-peak periods the best estimate for a national average is 0 DKK. However, specific sections may be congested also on middays and therefore the high estimate is set to 0.25 DKK per vehicle km. For rural roads the high estimate is set to 0 DKK.

Table 8.3 shows how the average values for extra-urban roads are derived from the estimates for motorways and rural roads.

8.3 Danish estimates

Based on the above described approach a set of estimates for average marginal external congestion costs are derived for Denmark. The estimates for cars have been presented in Table 8.2 and Table 8.3, whereas Table 8.4 presents the full set of estimated average marginal external congestion costs for Denmark based on the factors for types of vehicles derived in INFRAS/IWW and RECORDIT. The congestion costs for 'all roads' are derived as a weighted average of the congestion costs for urban and extra-urban roads.

Table 8.4 Danish average marginal external congestion costs. The top value is the best estimate while the two values in brackets are low and high estimates (1998 DKK per vehicle km)

	HGV	Van	Car	Bus
Urban roads	0.6 (0.1-1.7)	0.4 (0.1-1.0)	0.3 (0.1-0.7)	0.5 (0.1-1.4)
- peak	2.5 (0.5-5.0)	1.5 (0.3-3.0)	1.0 (0.2-2.0)	2.0 (0.4-4.0)
- off-peak	0.0 (0.0-0.6)	0.0 (0.0-0.4)	0.0 (0.0-0.3)	0.0 (0.0-0.5)
Extra-urban roads	0.4 (0.1-1.1)	0.3 (0.1-0.8)	0.2 (0.0-0.6)	0.3 (0.1-0.9)
- peak	1.0 (0.2-2.6)	0.8 (0.2-1.9)	0.4 (0.1-1.4)	0.9 (0.2-2.3)
- off-peak	0.0 (0,0-0.2)	0.0 (0.0-0.2)	0.0 (0.0-0.2)	0.0 (0.0-0.2)
All roads	0.4 (0.1-1.1)	0.3 (0.1-0.9)	0.2 (0.0-0.6)	0.4 (0.1-1.2)

It should be noted that the values are averages for all roads of the given type in Denmark. Specific congested roads may therefore have marginal external congestion costs that are higher than both the best and the high estimates.

The variations in both type of road and geography indicates that a uniform distance based toll is not optimal with respect to handling congestion.

Appendix A Air pollution costs per vehicle kilometre on EURO-norms

Climate change		Unit Cost Dimensions										
<i>DKK per vehicle kilometre</i>												
Transport mode	mean of transport Fuel	Road										
		HGV		Van		Van		Car		Car		Bus
		Diesel		Diesel		Petrol		Petrol		Diesel		Diesel
Average		0,07	0,07	0,04	0,04	0,05	0,05	0,03	0,03	0,02	0,02	0,13
		0,02	0,71	0,01	0,42	0,02	0,46	0,01	0,26	0,01	0,22	0,04
Urban		0,09	0,09	0,04	0,04	0,05	0,05	0,03	0,03	0,02	0,02	0,16
		0,03	0,91	0,01	0,41	0,02	0,45	0,01	0,29	0,01	0,24	0,05
Extra-urban		0,07	0,07	0,04	0,04	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,09
		0,02	0,69	0,01	0,42	0,02	0,46	0,01	0,24	0,01	0,21	0,03
Urban	Euro-0	0,09	0,09	0,04	0,04	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,16
		0,03	0,93	0,01	0,42	0,02	0,47	0,01	0,32	0,01	0,31	0,05
	Euro-I	0,09	0,09	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,16
		0,03	0,91	0,01	0,40	0,01	0,44	0,01	0,29	0,01	0,23	0,05
	Euro-II	0,09	0,09	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,16
		0,03	0,91	0,01	0,40	0,01	0,44	0,01	0,29	0,01	0,23	0,05
Euro-III	0,09	0,09	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,16	
	0,03	0,91	0,01	0,40	0,01	0,44	0,01	0,29	0,01	0,22	0,05	
Euro-IV	0,09	0,09	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,16	
	0,03	0,91	0,01	0,40	0,01	0,44	0,01	0,25	0,01	0,19	0,05	
Euro-V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Extra-urban	Euro-0	0,07	0,07	0,05	0,05	0,06	0,06	0,03	0,03	0,03	0,03	0,09
		0,02	0,70	0,02	0,52	0,02	0,58	0,01	0,26	0,01	0,25	0,03
	Euro-I	0,07	0,07	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,09
		0,02	0,69	0,01	0,39	0,01	0,43	0,01	0,24	0,01	0,20	0,03
	Euro-II	0,07	0,07	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,09
		0,02	0,69	0,01	0,39	0,01	0,43	0,01	0,24	0,01	0,20	0,03
Euro-III	0,07	0,07	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,09	
	0,02	0,68	0,01	0,39	0,01	0,43	0,01	0,24	0,01	0,20	0,03	
Euro-IV	0,07	0,07	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,09	
	0,02	0,68	0,01	0,39	0,01	0,43	0,01	0,21	0,01	0,17	0,03	
Euro-V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Unit costs per pollutant

Pollutant	DKK/g	Urban			Extra-urban			DKK/kg	Urban			Extra-urban		
		low	cen	high	low	cen	high		low	cen	high	low	cen	high
PM10		0,50	0,72	10,00	0,09	0,13	1,85		500	720	10000	92	133	1847,2
NOx		0,02	0,04	0,10	0,01	0,02	0,05		20	40	100	10	20	50
SO2		0,05	0,08	0,36	0,02	0,03	0,14		50	80	360	19	30	135
CO		-	0,00	0,00	-	0,00	0,00		0	0,014	0,03	0	0,003	0,0064
HC		0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,04		5	10	40	5	10	40

Climate change

DKK per vehicle kilometre

Transport mode mean of transport Fuel		Road						
		HGV	Van	Van	Car	Car	Bus	
		Diesel	Diesel	Petrol	Petrol	Diesel	Diesel	
Average		0,07 0,02 0,71	0,04 0,01 0,42	0,05 0,02 0,46	0,03 0,01 0,26	0,02 0,01 0,22	0,13 0,04 1,32	
Urban		0,09 0,03 0,91	0,04 0,01 0,41	0,05 0,02 0,45	0,03 0,01 0,29	0,02 0,01 0,24	0,16 0,05 1,62	
Extra-urban		0,07 0,02 0,69	0,04 0,01 0,42	0,05 0,02 0,46	0,02 0,01 0,24	0,02 0,01 0,21	0,09 0,03 0,92	
Urban	Euro-0	0,09 0,03 0,93	0,04 0,01 0,42	0,05 0,02 0,47	0,03 0,01 0,32	0,03 0,01 0,31	0,16 0,05 1,65	
	Euro-I	0,09 0,03 0,91	0,04 0,01 0,40	0,04 0,01 0,44	0,03 0,01 0,29	0,02 0,01 0,23	0,16 0,05 1,62	
	Euro-II	0,09 0,03 0,91	0,04 0,01 0,40	0,04 0,01 0,44	0,03 0,01 0,29	0,02 0,01 0,23	0,16 0,05 1,60	
	Euro-III	0,09 0,03 0,91	0,04 0,01 0,40	0,04 0,01 0,44	0,03 0,01 0,29	0,02 0,01 0,22	0,16 0,05 1,60	
	Euro-IV	0,09 0,03 0,91	0,04 0,01 0,40	0,04 0,01 0,44	0,02 0,01 0,25	0,02 0,01 0,19	0,16 0,05 1,60	
	Euro-V	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Extra-urban	Euro-0	0,07 0,02 0,70	0,05 0,02 0,52	0,06 0,02 0,58	0,03 0,01 0,26	0,03 0,01 0,25	0,09 0,03 0,91	
	Euro-I	0,07 0,02 0,69	0,04 0,01 0,39	0,04 0,01 0,43	0,02 0,01 0,24	0,02 0,01 0,20	0,09 0,03 0,91	
	Euro-II	0,07 0,02 0,69	0,04 0,01 0,39	0,04 0,01 0,43	0,02 0,01 0,24	0,02 0,01 0,20	0,09 0,03 0,94	
	Euro-III	0,07 0,02 0,68	0,04 0,01 0,39	0,04 0,01 0,43	0,02 0,01 0,24	0,02 0,01 0,20	0,09 0,03 0,92	
	Euro-IV	0,07 0,02 0,68	0,04 0,01 0,39	0,04 0,01 0,43	0,02 0,01 0,21	0,02 0,01 0,17	0,09 0,03 0,92	
	Euro-V	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -

Appendix B Traffic volumes for road and rail transport in 2000

(In Danish)

Trafikarbejdet i 2000

En opgørelse af det nationale trafikarbejde skal benyttes til to formål i dette projekt:

1. Det *samlede* trafikarbejde fordelt på de kategorier som hver transportform er opdelt på, jf. Table 2.1, skal benyttes opgørelse af de *totale* eksterne omkostninger for godstransporten i 3rd Report.
2. Den *relative* fordeling af trafikarbejdet på disse kategorier skal benyttes til at sammenveje de *marginale* eksterne omkostninger til repræsentative værdier for hver transportform.

Vejtrafikken

I "Transportsektorens energiforbrug og emissioner", Vejdirektoratet (2002), omtales varebiler over 2 tons som kilde til godstransportarbejde, mens varebiler under 2 tons betragtes som persontransportarbejde. Vejtrafikarbejdet er opgjort af Vejdirektoratet og kan ses i Tabel B.1.

Tabel B.1 Vejtrafikarbejdet 2000 (mio. vognekilometer)

	Trafikarbejde
Personbiler, hyrevogne og MC under 2 tons	38.669
Varebiler 2-3 tons	2.904
Lastbiler 3-6 tons	2.548
Lastbiler over 6 tons ¹⁾	1.526
By- og turistbusser	629
I alt	46.276

1) , inkl. påhængs- og sættevogne samt renovationskørsel

Kilde: Vejdirektoratets hjemmeside, www.vd.dk

Som det kan ses af tabellen, ligger grænsen mellem vare- og lastbiler ligger ved 3 tons totalvægt i Vejdirektoratets opgørelse. I mange opgørelser som involverer sondring mellem vare- og lastbiler ligger grænsen ved 3,5 tons, fordi der kræves særligt kørekort til køretøjer over 3,5 tons. Denne undersøgelse benytter denne definition.

I Danmark var der i 2000 indregistreret 102.109 biler med en totalvægt mellem 3 og 3,5 tons, mens der kun var indregistreret 4899 køretøjer med en totalvægt mellem 3,5 og tons.³⁰ Det må således forventes at den langt overvejende andel

³⁰ Jf. Statistiske Efterretninger, Transport 2003:10, tabel 3 og 4.

af trafikarbejdet for køretøjer mellem 3 og 6 tons foretages af varebiler hvortil der kan anvendes almindeligt kørekort.

Alle lastbiler mellem 3,5 og 6 tons er derfor regnet som varebiler og fejlen herved vurderes at være ubetydelig. Således opgøres trafikarbejdet for varebiler i denne undersøgelse 5.452 mio. vognkilometer for 2000.

Lastbiler (over 6 tons) kørte 1.526 mio. vognkilometer, altså knap en tredjedel af varebilernes trafikarbejde, selv om lastbilerne står for langt den overvejende del af det indenlandske godstransportarbejde. Turist- og bybusser tilsammen kørte 629 mio. vognkilometer.

Der er ikke opdaterede data for luftfartstrafikken, men godstransportarbejdet med fly er ubetydeligt i det samlede indenlandske billede opgjort i tonkm. For skibstrafikken viser statistikken, at 2794 coastere anløb danske havne i 2000, mens det tilsvarende tal for containerskibe er 1728. Der findes kun tal for anløb, men ikke transportarbejde. Der er ikke på basis heraf foretaget en vurdering af fordelingen af trafikarbejdet ud fra antallet af anløb, da usikkerheden herved vil være for stor.

Togtrafikken

I følge opgørelser fra DSB blev der i 2000 kørt 62,5 mio. togkilometer med passagertog, mens trafikarbejdet med godstog var 5,4 mio. togkilometer. Fordelingen heraf på el- og dieseldrivkraft ses i Tabel B.2.

Tabel B.2 Fordelingen af trafikarbejdet med tog på drivmiddel og type 2000

	Trafikarbejde mio. togkm ¹⁾	El	Diesel	Total
Godstransport	5,4	4,7 %	3,3 %	8,0 %
Persontransport	62,5	33,3 %	58,7 %	92,0 %
Total	67,9	38,0 %	62,0 %	100 %

1) Eksklusiv transittrafik

Kilde: Oplysninger fra DSB og Danmarks Statistik

Vejtrafikarbejdets fordeling mellem land og by

Trafikkens påvirkninger er forskellige på landet og i byerne. Der er for eksempel flere uheld i byerne, og støj og forurening er også et større problem her, da befolkningstætheden er større. Derfor er det interessant at kende fordelingen af trafikarbejdet mellem land og by. Som det vil vise sig er det dog ikke helt entydigt hvordan denne skelnen kan og bør foretages.

Data om fordelingen af trafikarbejde mellem land og by fordelt på køretøjer kan belyses ved hjælp af data fra Trafikministeriets Rejsevaneundersøgelser, TU. TU data er en stikprøveundersøgelse hvor et tilfældigt valgt udsnit af befolkningen udspørges om deres transportadfærd. Fordelingen af persontransportarbejdet på by og land ud fra TU data ses i nedenstående tabel:

Tabel B.3 Fordelingen af persontransportarbejde på visse køretøjer og by/landdistrikt i TU data (pct.)

	Helt by	Mest by	Ligeligt	Mest land	Helt land	Total
MC, cykel og knallert	56,7%	10,2%	7,5%	20,7%	4,9%	100%
Personbil	14,9%	4,7%	13,2%	65,1%	8,0%	100%
Bus	33,9%	10,4%	10,4%	41,1%	4,2%	100%
Vare/lastbil	9,2%	4,7%	13,2%	65,1%	7,9%	100%

Kilde: TU data.

I TU data spørges for erhvervsrejser ikke til turens fordeling mellem by og land, hvorfor tabellen kun omfatter private rejser. Endvidere er tælleenheden personkilometer, mens den relevante opdeling for fordelingen af trafikens eksterne omkostninger er køretøjskilometer.

TU data fremkommer på baggrund af telefoninterview angående respondentens rejseaktivitet en given dag. Hvad angår køretøjer³¹ kan respondenterne vælge mellem flere mulige, herunder samtlige de nævnte i tabellen. At lastbil og varevogn alligevel er slået sammen skyldes DTF og Vejdirektoratets præsentationsmæssige valg, som ikke kan omgøres uden adgang til grunddata.

Hvad angår fordelingen af turen på by og land³² spørges respondenterne: "Foregik turen hovedsagelig i byområde eller i landområde?" og kan herefter vælge mellem 5 muligheder: "Helt i byområde", "Mest i byområde", "Ligeligt i by- og landområde", "Mest i landområde" og "Helt i landområde". Disse svar kan naturligvis ikke give en eksakt fordeling, og opdelingen på transportarbejdet på by og land vil derfor være behæftet med nogen usikkerhed.

For **cykler og knallerter** er det oplagt at persontransportarbejdet og trafikarbejdet i store træk er ens, og at det i øvrigt er svært at forestille sig at eventuelle forskelle skulle samvariere med turens fordeling på by og land.

For **MC** er der muligvis en lidt større forskel mellem trafik- og persontransportarbejde, men her gør sig også gældende at der ikke umiddelbart er grund til at tro at denne skulle hænge sammen med fordelingen af turen på by og land.

For **personbiler** er anvendt transportarbejdet for personbilførere, som må være stort set ækvivalent med trafikarbejdet med personbil.

For **bus** er vurderingen noget vanskeligere, idet belægningsprocenterne kan variere ganske meget. I "TEMA 2000, Teknisk rapport" (Trafikministeriet maj 2000) er det opgjort at bybusser kører med gennemsnitligt 12,6 passagerer, regionalbusser med 9,4, fjernbusser med 10,3 og turistbusser med 27 (sidstnævnte kører godt halvdelen af bussernes trafikarbejde). Turistbusserne er således væsentligt forskellige fra øvrige busser, men det er ikke umiddelbart til at vur-

³¹ Se <http://130.226.153.65/tu/VARIABLE/TUR/maxmid/variabelbeskrivelse.htm>

³² Se <http://130.226.153.65/tu/VARIABLE/TUR/byland/variabelbeskrivelse.htm>

dere om disse kører væsentligt anderledes i forhold til by/land end andre busser. Derfor antages det at forholdet for transportarbejde mellem by og land også kan anvendes til trafikarbejdet.³³

For **varebiler** vurderes fordelingen af kørslen på by/land i TU data at være repræsentativ for den faktiske kørsel. En stor del af vare/lastbil-kørslen foregår i følge TU mest på landet, hvilket muligvis kan være en overvurdering for varebiler, idet lastbiler må tænkes at køre endnu mere på landet (hoved- og motorveje).

Datagrundlaget for **lastbiler** i TU data vurderes at være for spinkelt og næppe repræsentativt. Derfor er der i stedet taget udgangspunkt i Danmarks Statistiks tal for transport med lastbiler over 6 ton³⁴. Her er trafikarbejdet opgjort på turlængder. For lastbiler må det antages at lange ture primært køres mellem byer, dvs. på hoved- og motorveje som for langt den største del ligger på landet. En stor del af de korte ture (mindre end 15 km) må imidlertid antages at være i bymæssig bebyggelse.

Jo længere turen er, jo mindre en del må antages at foregå i by. Dog må det forventes at langt de fleste ture starter og slutter i by. Det kan altså med rimelighed antages at nogle få kilometer af turen i gennemsnit som hovedregel vil foregå i bymæssig bebyggelse. I Tabel B.4 er opregnet et over- og underkants- samt et middelskøn over andelen af lastbilernes trafikarbejde i by.

Tabel B.4 Følsomhedsanalyser for bykørsel-andelen for lastbiler

	Underkants- skøn	Middel- skøn	Overkants- skøn
Minimum bykørsel	2 km	4 km	8 km
Turlængde (km) < 15	40%	80%	100%
15 - 29	10%	40%	50%
30 - 49	3%	10%	20%
50 <	0,5%	1%	4%
Samlet bykørsel (% af alle ture)	5%	11%	20%

Følsomhedsanalyserne viser at bykørslen for lastbiler formentlig udgør mellem 5 og 20 procent. De valgte parametre til middelskønnet giver at knap 11 procent af det nationale trafikarbejde med danske lastbiler over 6 tons foregår i by. Dette resultat afviger en del fra TEMA 2000, hvor det blev antaget at 27 pro-

³³ Af Tabel B.3 fremgår at der er en pukkel af transportarbejde "mest på landet", som kan tænkes at være turistbusser (som kører passagerer fra by til by, fx. skiturisme og éndagsture). Hvis dette er korrekt vil de gjorte antagelser overvurdere andelen af trafikarbejdet på landet for busser.

³⁴ Statistiske Efterretninger, Transport 2002:32.

cent af trafikarbejdet med lastbiler foregik i by. Det må understreges at det foreliggende statistiske grundlag er stærkt begrænset.

Fordelingen af trafikarbejdet mellem land og by for forskellige transportmidler er sammenfattet i Tabel B.5 på baggrund af de ovenfor fremlagte oplysninger. I opgørelsen er det for tallene med baggrund i TU data er det antaget at "Mest by" svarer til 75 procent af trafikarbejdet i by, 50 procent for "Ligeligt", og 25 procent for "Mest land".

Tabel B.5 Fordelingen af trafikarbejdet på by/land

	Trafikarbejde i by	Trafikarbejde på land
MC, cykel og knallert	73%	27%
Personbil	41%	59%
Bus	57%	43%
Varebil	36%	64%
Lastbil	11%	89%

Appendix C Revision of the Danish Unit Cost for Noise

(In Danish)

- C.1 Indledning**
- C.2 Komparativ analyse af danske undersøgelser**
- C.3 Opstilling af ny enhedspris for vejstøj**
- C.4 Forslag til fremtidige forbedringer**

Bilag 1 Sundhedsomkostninger

C.1 Indledning

Dette notat udgør afrapporteringen af en opdatering af enhedsprisen på støj. Notatet er udarbejdet under projektet "Transportens eksterne omkostninger" af COWI A/S. De centrale elementer vil blive indarbejdet i direkte i hovedrapporterne, mens dette notat vil blive inkluderet som bilag.

C.1.1 Baggrund

Som en del af projektet "Transportens eksterne omkostninger" er der udarbejdet nye enhedspriser for trafikstøjen. Enhedspriserne består dels af en enhedspris pr. SBT, dels af enhedspriser pr. km baseret på af opgørelse af den marginale støjgene, målt i SBT pr. kilometer, og enhedsprisen pr. SBT.

Enhedsprisen pr. SBT er baseret på baggrundsmateriale udarbejdet i forbindelse med den netop udgivne vejstøjstrategi, som anvender en opdateret enhedspris for støj. Enhedsprisen indeholder både en værdisætning af geneværdien opgjort ud fra en husprisundersøgelse (Miljøstyrelsen, 2003a) og af omkostningerne som følge af sundhedsskader fra vejstøjeksponering (Miljøstyrelsen, 2003d). Værdisætningen oversættes til en pris for ændringer i det såkaldte støjbelastningstal (SBT), som udtrykker en funktionel sammenhæng mellem støjniveau (dB(A)) og gene.

Umiddelbart efter udgivelsen af vejstøjstrategien udgav AKF en rapport med resultaterne af et værdisætningsstudie af vejstøj (Bjørner et al, 2003). Denne rapport indeholder et markant lavere estimat for støjomkostningerne og konkluderer, at den hidtidige anvendte enhedspris for støj fra Trafikøkonomiske Enhedspriser (TRØK) er alt for høj. Enhedsprisen fra TRØK er af samme størrelsesorden som den opdaterede enhedspris der anvendes i Vejstøjstrategien.

Foranlediget af de store forskelle i enhedsprisen på støj i de forskellige studier afholdt Trafikministeriet den 7. januar et møde mellem AKF, Miljøstyrelsen, DTF, COWI og Trafikministeriet, hvor forskellene i resultaterne blev diskuteret. Mødet nåede i store træk frem til enighed om:

- en afklaring af hvori forskellene mellem de to tilgange består,
- at en del af kritikken af Vejdirektoratets metode er berettiget;
- at AKF's resultater ikke er direkte anvendelige som udgangspunkt for en ny enhedspris
- at datagrundlaget fra AKF's undersøgelse kan gøres til genstand for supplerende analyser for yderligere at belyse forskellene;
- at dele af kritikken af Vejdirektoratets metode kan korrigeres uden omfattende nye undersøgelser;
- at enkelte centrale punkter, som for eksempel graden af ikke-linearitet i sammenhængen mellem støjniveau og støjgene/betalingsvilje, kræver væsentlige yderligere undersøgelser.

Som opfølgning på mødet har DTF og AKF samarbejdet om supplerende analyser på AKF's datamateriale. Resultaterne viser, at forskellene i forhold til enhedsprisen fra vejstøjstrategien er mindre end AKF's første resultater.

Endelig har COWI og DTF afholdt et møde for at præcisere principperne for sammenstilling af resultaterne.

C.1.2 Formål og afgrænsning

På baggrund af de nye resultater fra AKF og kritikken af Vejdirektoratets metode og dermed den hidtidige anvendte enhedspris er formålet med dette projekt at beregne og anbefale en ny revideret enhedspris pr. SBT. Dette gøres på basis af en sammenlignende analyse af de eksisterende danske undersøgelser samt diskussioner på mødet i Trafikministeriet d. 7. januar. Den anbefalede enhedspris bør have bred opbakning fra interessenterne, som derfor høres i analysefasen.

Den del af enhedsprisen på støj som vedrører sundhedsomkostninger er uændret taget fra Vejstøjstrategien (Miljøstyrelsen, 2003b).

Denne analyse er en del af det igangværende projekt om trafikens eksterne omkostninger. Den ny enhedspris, som er resultatet af analysen, integreres således i reviderede versioner af 2nd og 3rd Report fra projektet.

C.1.3 Tilgang

Enhedsprisen på støj udledes på baggrund af tilgængelige studier. Den anvendte tilgang er således en form for "metaanalyse" af gennemførte betalingsvillighedsstudier for vejstøj. Analysen bygger således på systematisk bearbejdning af de tilgængelige resultater og baserer sig på:

- Trafikøkonomiske Enhedspriser (TRØK)
- Baggrundsrapporterne i forbindelse med vejstøjstrategien (specielt Miljøstyrelsen, 2003a: *Hvad koster støj?*)
- AKF's rapport "*Valuation of Noise Reduction*" (Bue Bjørner et al 2003)
- Supplerende analyser på AKF's data af Mogens Fosgerau og Thomas Bue Bjørner, 2004: "*Joint models for noise annoyance and WTP for road noise reduction*"

Tilgangen i denne analyse er at sammenstille resultater, data og forudsætninger fra de forskellige studier med henblik på at nå frem til "det bedste" bud på en ny enhedspris for støj ved en genberegning på basis af nye forudsætninger.

I analysen inddrages ikke resultater fra andre studier end ovenstående, ligesom der IKKE udføres nye undersøgelser eller nye (statistiske) analyser på de eksisterende data. Derimod "genberegnes" resultaterne med nye forudsætninger.

I forbindelse med vejstøjstrategien afdækkede AMI, Muusmann og COWI således de samlede sundhedsomkostninger. Det er alene dette bud på de sundhedsmæssige omkostninger, som lægges til grund for denne del af den samlede enhedspris på støj.

C.1.4 Indhold

I afsnit 2 præsenteres en komparativ analyse af de relevante danske undersøgelser. Der redegøres indledningsvist for en række principielle forhold omkring enhedsprisen på støj, som er centrale i forhold til nærværende analyse. Afsnittet indeholder endvidere en kort beskrivelse af de anvendte studiers metodegrundlag og anvendte antagelser samt resultater. Endelig indeholder afsnittet en kvantitativ dekomponering af forskellene mellem AKFs resultater og den enhedspris på støj som blev anvendt i Vejstøjstrategien.

I afsnit 3 afdækkes støjomkostningerne med fokus på geneomkostningerne og det nye bud på enhedsprisen på støj motiveres og dokumenteres.

I afsnit 4 beskrives en række forslag til hvordan det nye estimat for enhedsprisen på støj eventuelt vil kunne forbedres i fremtiden.

C.2 Komparativ analyse af danske undersøgelser

I dette kapitel gennemføres en komparativ analyse af de udvalgte danske undersøgelser. Afsnittet indledes imidlertid med en kort præsentation af et par centrale principielle forhold i forhold til opgørelse af den samfundsøkonomiske enhedspris for støj. Herefter følger en oversigt over og kort præsentation af de forskellige studiers tilgang, metode, afgrænsning og resultater. Endelig følger en kvantitativ dekomponering af forskellene mellem AKFs resultater og den enhedspris på støj som blev anvendt i Vejstøjstrategien.

C.2.1 Principielle forhold omkring enhedsprisen

I det følgende redegøres der kort for en række principielle forhold i forhold til opgørelse af den samfundsøkonomiske enhedspris for støj.

C.2.1.1 Komponenter i enhedsprisen for støj

Støj medfører omkostninger for samfundet, fordi det generer mennesker og medfører forhøjet risiko for visse sundhedsskader. Generne består i forstyrrelse ved bl.a. samtale, læsning og søvn samt koncentrations- og indlæringsproblemer. De samfundsøkonomiske omkostninger ved støj kan opdeles i:

- Omkostninger som følge af de oplevede støjgener
- Omkostninger som følge af sundhedsskader

Omkostningerne som følge af de oplevede støjgener

Omkostningerne som følge af de oplevede støjgener, også kaldet geneomkostninger, skal afspejle de omkostninger, som personer i gennemsnit tillægger støjeksponering. Det betyder, at geneomkostningerne afspejler, hvor meget personerne er villige til at betale for et reduceret støjniveau for at reducere generne.

Geneomkostningen kan enten afdækkes gennem direkte værdisætningsmetoder som f.eks. contingent valuation (CV) eller gennem indirekte metoder som hedonisk prissætning.

Omkostninger som følge af sundhedsskader

Støj er forbundet med omkostninger som følge af sundhedsskader. Omkostningerne består dels af direkte sundhedsmæssige udgifter til behandling i sundhedsvæsenet, dels af velfærdstab i form af reducerede leveår og fravær fra arbejdsmarkedet i forbindelse med sygdommen.

Udgifterne til sundhedsbehandling afholdes ikke af de enkelte individer, hvorfor de ikke kan forventes at være afspejlet i betalingsvillighedsundersøgelser. Det kan derimod diskuteres hvorvidt de individuelle velfærdsomkostningerne ved den forhøjede risiko for sundhedsskader er helt eller delvist inkluderet i den afdækkede betalingsvillighed for at undgå støj(gener).

Der findes ingen undersøgelser af dette. Men det vurderes, at det næppe kan forventes at personer inddrager langsigtede helbredseffekter som følge af vejstøj i deres udtrykte betalingsvillighed bl.a. fordi dette kun i meget begrænset omfang vurderes at være kendt viden for befolkningen. De to omkostningskomponenter værdisættes derfor separat og adderes til de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved støj.

En forudsætning for at udlede en ny anbefalet enhedspris har været at omkostningerne ved sundhedsskader skal baseres på en nylig baggrundsundersøgelse udarbejdet i forbindelse Vejstøjstrategien.

C.2.1.2 Støjbelastningstallet (SBT)

Støjbelastningstallet SBT er et mål som er udledt for at kunne udtrykke genevirkningen af forskellige støjniveauer. Det er nemlig ikke hensigtsmæssigt at fastlægge støjbelastningen direkte ud fra det fysiske målte støjniveau, da de oplevede støjgener stiger mere end proportionalt med det målte støjniveau. Derfor udtrykkes støj som miljøbelastning i planlægningssammenhænge ofte som SBT baseret på en omregning fra dB.

Der findes en række danske og udenlandske undersøgelser af sammenhængen mellem støjniveau og genevirkningen på mennesker. Undersøgelserne gennemføres typisk som interviewundersøgelser, hvor det undersøges, om personer føler sig stærkt generet, lidt generet eller ikke generet af støj ved forskellige støjniveauer. Den funktionelle sammenhæng mellem støjniveau (dB) og støjgene, som anvendes ved beregning af støjbelastningstallet (SBT) baserer sig imidlertid på information fra danske undersøgelser fra 1970'erne. I "*Støjhensyn ved nye vejanlæg*" fra 1989, blev der således udledt en sammenhæng mellem genevirkningen og fysiske støjniveauer baseret på disse undersøgelser. Denne sammenhæng anvendes fortsat i planlægningssammenhænge i Danmark.

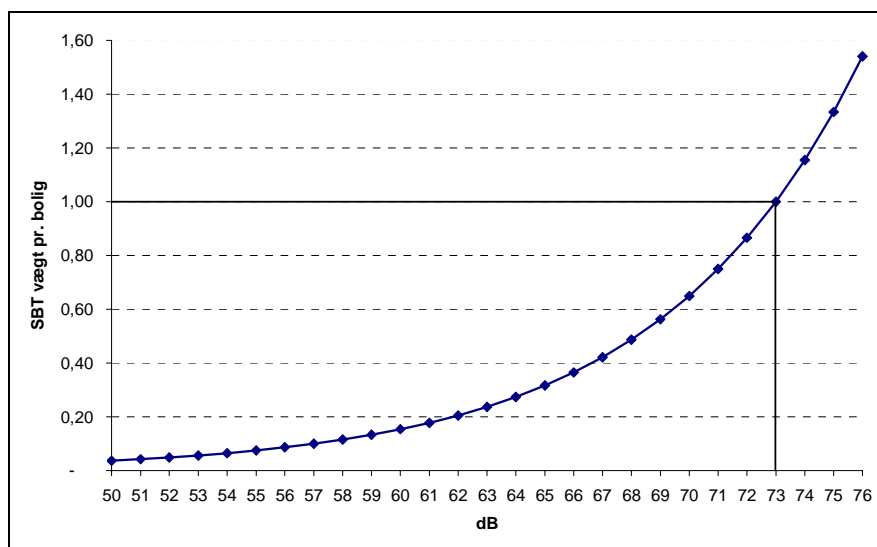
SBT sammenhængen eller genevirkningen ved fysiske støjniveauer er udledt ved at beregne hvor mange procent af interviewpersonerne der føler sig stærkt generede ved forskellige støjniveauer. Disse procenter har dannet grundlag for estimation af en genekurve, der igen har dannet grundlag for at opstille en formel for gene (SBT) som funktion af støjniveau (dB). SBT pr. bolig beregnes ud fra følgende formel:

$$\text{Genefaktor (SBT vægt pr. bolig)} = 4,22^{0,1*(L-73)}$$

hvor L = støjniveauet for helårsboliger, målt i dB ved facaden.

I formelen for SBT ganges det målte fysiske støjniveau med en relativ skala, så det stemmer med genevirkningen (normaliseret således at 73 dB svarer til præcis 1 SBT). Genevirkningen er eksponentielt stigende med støjniveauet. Sammenhængen er illustreret på kurven nedenfor.

Figur C.2.1 Genefaktorkurven for støjeksponering



Note: Kurven fremkommer ud fra formelen for genefaktor ovenfor.

SBT sammenhængen er meget nyttig i planlægnings- og analysearbejde, da den muliggør sammenvægtning af forskellige støjreduktioner og kan bruges til at udlede den samlede gevinst ved reduktion i forskellige støjniveauer.

I dette projekt anvendes den funktionelle sammenhæng mellem støj og gene, som ligger bag SBT. Dette er en forudsætning for dette arbejdet med at udlede en ny anbefalet enhedspris og skal ses i lyset af at SBT sammenhængen er stærkt forankret i planlægningssammenhænge i Danmark. Vi kigger således IKKE efter en bedre funktionel sammenhæng mellem støjniveau og gene, selvom dette er en central diskussion i AKFs rapport (og et af kritikpunkterne mod opgørelsen i Trafikøkonomiske Enhedspriser og Miljøstyrelsen, 2003a: *Hvad koster støj?*).

C.2.1.3 Banestøj

Denne analyse fokuserer på vejstøj, da de undersøgelser som behandles kun omhandler vejstøj. Tidligere har man på baneområdet benyttet enhedsprisen for vejstøj fra Trafikøkonomiske enhedspriser (TRØK). Ved beregningen af omkostningerne ved banestøj har man ligeledes opgjort SBT og ganget med enhedsprisen for vejstøj. Dog er SBT beregningen gjort ved en korrektion af det målte støjniveau i dB(A) på -5 dB(A) for at afspejle at folk i mindre grad udtrykker at de føler sig generet af banestøj målt i dB(A) i sammenligning med vejstøj med samme støjniveau.

I denne analyse er der ikke taget stilling til hvorvidt det vil være en robust at anvende den nye anbefalede enhedspris for vejstøj på baneområdet med de hidtidige korrektioner. Se afsnit 0.

C.2.2 Studiernes tilgang og metode

Tabellen nedenfor giver en oversigt over tilgang, metode og afgrænsning for de aktuelle studier.

Tabel C.2.1 Oversigt over studierne tilgang, metode og afgrænsning

Studie	TRØK ¹⁾	MST (Vejstøjstrategien)	AKF (CV) ³⁾	AKF (HP) ³⁾	Bjørner & Fosgerau
Forhold					
Værdisætningsmetode (gener)	Hedoniske priser	Hedoniske priser	CV	Hedoniske priser	CV
Den undersøgte population	Huse ved Motorringvejen (+ svensk kilde)	Huse i hovedstadsområdet	Lejligheder i Kbh.	Lejligheder i Kbh.	≈ AKF (CV)
Datagrundlaget	279 huse (+ svensk undersøgelse)	1715 huse over 25-årig periode	Spørgeskema 2200 resp.	125 huse + 2505 lejligh. 1996 til 2002	≈ AKF (CV)
Antal observationer	Reelt 10 huse (+ svensk kilde)	855 huse	1142 svar	2505 lejligh.	≈ AKF (CV)
Rente	7%	6%	-	2%	-
Ejendomsværdi	1.029.000 DKK	1.084.000 DKK	-	893.396 DKK - 1.512.718 DKK ²⁾	-
Husprisreduktion pr. dB over 55	1,16%	1,2%	-	0,49%	-
Funktionel sammenhæng mellem støjniveau og gene	SBT	Lineær/SBT	Ekspontiel	Lineær	Ekspontiel
Sundhedsomkostninger inkluderet	(Ja) ⁴⁾	Ja	Nej	Nej	Nej

1) Estimatet for husprisreduktionen pr. dB er estimeret på baggrund af resultaterne fra to undersøgelser: Hjort-Andersen, 1978 og Hammer, 1974.

2) Gennemsnitlig lejlighedspris i stikprøven forskellige for forskellige 5 dB støjintervaller.

3) Dette er et studie, AKF (Bjørner et al (SØM)): Valuation of Noise Reduction

4) Pragmatisk som 50% af geneomkostningerne.

C.2.2.1 Trafikøkonomiske enhedspriser (TRØK)

Enhedsprisen for støj i TRØK er baseret på to gamle hedoniske prisundersøgelser fra 70'erne, der begge estimerede en lineær sammenhæng mellem dB og husprisreduktion (Hjort-Andersen, 1978 og Hammer, 1974). Ud fra disse er det anvendt et fald i huspriser på 11,6% i intervallet mellem 55 og 65 dB som udgangspunkt for fastlæggelsen af enhedsprisen.

Med udgangspunkt i antagelser om rente og ejendomsværdi som ovenfor er der beregnet en årlig omkostning på 8.350 DKK/10 dB for år 2001.

Denne omkostning er omregnet til SBT ved at dividere med forskellen i SBT intervallet 55-65 dB, som er 0,236 SBT pr. 10 dB. På denne baggrund fås 35.400 DKK/SBT. For at afspejle sundhedsmkostningerne er dette estimat for geneomkostningerne tillagt 50%, således at der samlede resultat er 53.100 DKK/SBT (TRØK 2001).

C.2.2.2 MST (Vejstøjstrategien)

Den enhedspris som er anvendt i Veststøjstrategien består af summen af geneomkostningerne afdækket i et nyt studie af MST (*Hvad koster støj?*) og sundhedsmkostningerne analyseret i en baggrundsrapport til strategien.

Studiet af geneomkostninger er baseret på en hedonisk prisfastsættelse og omfatter enfamiliehuse i 8 parcelområder i Storkøbenhavn. Et centralt element i undersøgelsen er fastlæggelsen af den funktionelle form på husprismet herunder støjs indvirkning på salgsprisen. Til dette formål er der anvendt såkaldt Box-Cox funktion, som er et værktøj som kan anvendes til at afdække hvilken funktionel form som passer bedst på data. Anvendelsen af dette værktøj giver dog ikke nogen garanti for at man finder den optimale funktionelle form.

I den bedste modelestimation anvendes en dobbeltlogaritmisk model, hvor alle parametre med undtagelse af støj er logaritmisk transformeret. Støj indgår således lineært i modellen.

Undersøgelsen resultat er, at enfamiliehuse ved "almindelige" veje belastet med støj over 55 dB i gennemsnit falder i pris med 1,18% pr. dB i forhold til ikke støj-belastede huse. For huse ved motorveje er faldet beregnet til 1,64% pr. dB. For at få et samlet estimat for prisreduktion som følge af støj er der beregnet et vægtet gennemsnit af Miljøstyrelsens estimater for "almindelige" veje og motorveje. I sammenvægtningen er statens andel af den samlede støjbelastning (5%) anvendt som et udtryk for støjbelastningen fra motorveje. Det vægtede gennemsnit er beregnet til prisreduktion på 1,2 % pr. dB. Denne nye undersøgelses resultat bekræfter således størrelsesordenen på det hidtidige anvendte estimat fra TRØK.

Til brug for Veststøjstrategien er dette resultat transformeret til en enhedspris pr. SBT. Med udgangspunkt i antagelser om rente og ejendomsværdi som i tabellen ovenfor er der beregnet en årlig omkostning på ca. 780 DKK/dB. I Veststøjstrategien er denne omkostning omregnet til SBT ud fra den samme tilgang som i TRØK. Det vil sige, at den funktionelle sammenhæng mellem støjniveau og gene fra SBT er anvendt, og enhedsprisen er divideret med SBT/dB forskellen i intervallet 55-65 dB³⁵. På denne baggrund fås 33.100 DKK/SBT. Med sundhedsmkostningerne fås en samlet enhedspris pr. SBT på 54.350 DKK/SBT.

³⁵ Dette skal dels ses i lyset af konsistenssyn i forhold til tidligere, dels i lyset af at antallet i observationer i dette interval er dominerende (ca. 87 %), hvorfor resultat primært er estimeret i dette interval.

C.2.2.3 Bjørner et al (SØM): Valuation of Noise Reduction

I dette studie er det udelukkende geneværdien af støj som er afdækket. Studiet inkluderer således ikke de sundhedsmæssige omkostninger. Geneomkostningerne er afdækket gennem både en hedonisk prisfastsættelse og en contingent valuation analyse.

Studiet omfatter ejendomme fra 55 gader i Københavns Kommune. I den hedoniske analyse indgik 2505 lejligheder, mens 1149 ud af 2170 udvalgte individer besvarede et fremsendt spørgeskema og således udgjorde basisgrundlaget for CV undersøgelsen.

Hedonisk prisfastsættelse

Som i MST undersøgelse er der valgt en logaritmisk model, hvor alle variable med undtagelse af støj er logaritmisk transformeret. Støj indgår således lineært i modellen. Denne funktionelle form på husprismet understøttes af Box-Cox transformationer. Resultat af andre modeller er dog også præsenteret og diskuteret.

Resultatet af hovedmodellen er at lejligheder belastet med støj over 55 dB i gennemsnit falder i pris med 0,49 % pr. dB i forhold til ikke støj-belastede lejligheder. En model hvor støj indgår som en stykvis lineær parameter i støjintervaller giver stigende prisreduktion pr. dB, men har insignifikante parametre.

Den procentvise reduktion pr. dB er omregnet til en enhedspris pr. dB med udgangspunkt i antagelser om rente og ejendomsværdi som i tabellen ovenfor. På denne baggrund fås en årlig omkostning på ca. 92 DKK/dB pr. husholdning ved 50 dB stigende til ca. 147 DKK/dB pr. husholdning ved 75 dB. Den fundne ikke-linearitet i betalingsvilligheden skyldes varians i husprisen i de forskellige dB intervaller, hvilket således ikke nødvendigvis kan generaliseres.

Contingent valuation

I CV analysen er betalingsvilligheden (WTP) for hver 5 dB støjinterval over 50 dB til 75 dB beregnet. Betalingsvilligheden er først estimeret for forskellige gene-niveauer. Disse estimater er herefter sammenholdt med en estimeret sammenhæng mellem støjniveau og gene for at beregne betalingsvilligheden som funktion af støjniveau (ud fra en implicit antagelse om uafhængighed mellem udtrykt betalingsvillighed og udtrykt gene).

Resultatet er 9,5 DKK/dB pr. husholdning ved 50 dB stigende til ca. 79 DKK/dB pr. husholdning ved 75 dB.

Den anbefalede enhedspris

Studiet anbefaler at bruge resultatet fra CV undersøgelsen primært begrundet i at resultatet fra den hedoniske prisfastsættelse kan være overestimeret, fordi der ikke i tilstrækkelig grad er taget højde for andre miljøkarakteristika (f.eks. luftforurening og barriereeffekt), som ligeledes kan have en negativ indvirkning på prisen og være positivt korreleret med støj.

C.2.2.4 Fosgerau og Bjørner: Joint models for noise annoyance and WTP for road noise reduction

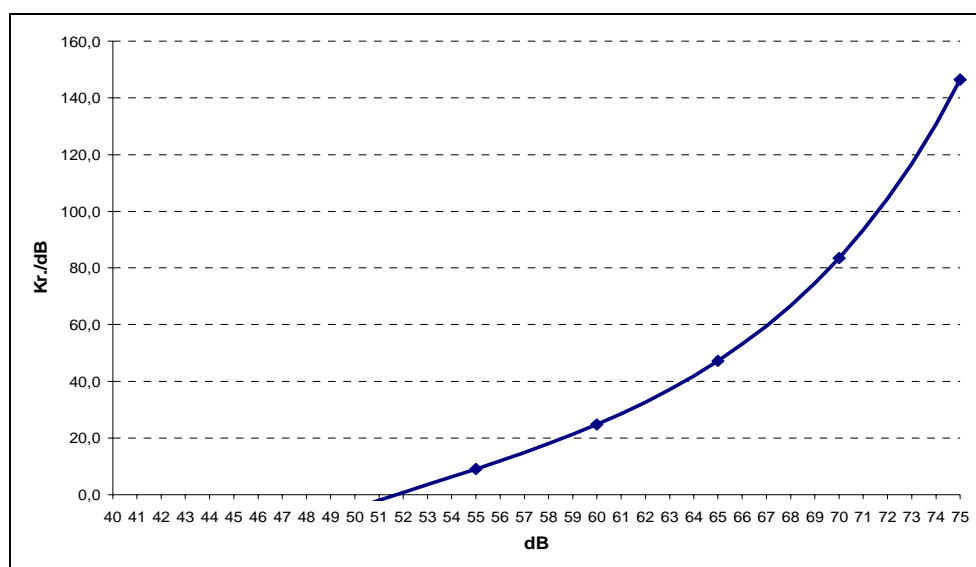
I dette studie er der gennemført supplerende analyser af CV data fra AKF's undersøgelse (Bjørner et al, 2003) med henblik på at forbedre præcisionen i estimatet for betalingsvillighed for støjreduktion.

I AKF's undersøgelse blev der ikke taget højde for evt. korrelation mellem udtrykt gene og udtrykt betalingsvillighed for forskellige støjniveauer. I dette studie forsøger man netop at undersøge og tage højde for denne eventuelle korrelation ved at opstille en statistisk model, som behandler både betalingsvillighed og gene som endogene variable.

Der er opstillet en model som inkluderer informationen om gene ved støj direkte i en model til bestemmelse af betalingsvillighed. Denne model resulterer i en reduktion af standardafvigelsen på estimatet for betalingsvillighed ($\log(\text{WTP})$) med ca. 5-10% og dermed en bedre model.

Resultatet er en marginal betalingsvillighed på 9,0 DKK/dB pr. husholdning ved 55 dB stigende til ca. 147 DKK/dB pr. husholdning ved 75 dB. Resultatet er vist grafisk i figuren nedenfor.

Figur C.2.2 Den marginale betalingsvillighed (DKK/dB) ved forskellige støjniveauer



C.2.3 Dekomponering af resultat forskel for AKF og MST

For nærmere at forklare forskellene mellem AKF's og MST's resultater dekomponeres resultaterne nedenfor³⁶.

Resultaterne fra de to studier er ikke direkte sammenlignelige, da de ikke udtrykker prisen i samme enhed³⁷. Ved dekomponeringen er der taget udgangspunkt i at udtrykke resultatet af begge studier som DKK/dB ved 60 dB og her-

³⁶ I dekomponeringen er resultatet fra TRØK udeladt, idet resultatet i store træk er det samme som resultatet fra MST's nyere undersøgelse. En dekomponering i forhold som inkluderer TRØK resultatet vil derfor ikke bidrage med nogen yderligere information.

³⁷ Vejstøjstrategiens resultater er udtrykt som en procentvis reduktion i huspris omregnet til SBT og siden tillagt sundhedsomkostninger. AKF's CV resultater er udtrykt direkte som DKK/dB som en funktion af dB (gene), mens HP resultaterne ligeledes er omregnet til DKK/dB ud fra ejendomsværdi og forudsætninger om rente.

efter korrigerede studieres resultater, så de har samme antagelser for en række forhold.

Tabel C.2.2 Dekomponering af årsagerne til forskellen mellem AKF og MST (Vejstøjstrategien)

Forhold \ Studie	MST (HP) (Vejstøjstrategien)	AKF (HP)	AKF (CV)	MST / AKF (HP)	MST / AKF (CV)
Basisresultat	54.350 DKK/SBT	55dB: 92 DKK/dB 75dB: 147 DKK/dB	55dB: 17 DKK/dB 75dB: 79 DKK/dB		
DKK/dB ved 60 dB	1.283	87	29	14,7	44,2
uden sundhedsomk	781	87	29	9,0	26,9
med 2% rente	260	87	29	3,0	9,0
med AKF boligpris	215	87	29	2,5	7,4
med AKF %-reduktion	87	87	29	1,0	3,0

Dekomponeringen viser hvori hele forskellen mellem Vejstøjstrategiens enhedspris og AKF's enhedspris fra den hedoniske prisundersøgelse består.

Renses prisen fra Vejstøjstrategien for **sundhedsomkostningerne** reduceres prisen med 39%. Det faktum at AKF ikke medtager sundhedsomkostninger giver således en faktor 1,6 til forskel.

Forskelle i antagelsen om rente (2% i AKF og 6% i MST) giver alene faktor 3 i forskel.

Forskellen i ejendomsværdi (893.396 DKK i AKF og 1.084.000 DKK i MST) giver en forskel på faktor 1,2.

Endelig betyder **forskellen i det egentlige resultat** af den hedoniske analyse, dvs. den procentvise reduktion i huspris pr. dB (0,49% pr. dB i AKF og 1,2% pr dB i MST), en forskel på faktor 2,5.

Tilsammen giver alle disse forskelle en forskel i det samlede resultat på ca. faktor 15.

AKF anbefaler at bruge CV resultaterne. Da der er faktor 3 i forskel mellem AKF's **resultat baseret på hedoniske priser og resultatet baseret på contingent valuation** er der yderligere faktor 3 til forskel på AKF's anbefalede enhedspris og Vejstøjstrategiens enhedspris (ved 60 dB).

Dekomponeringen ovenfor er alene vist for 60 dB. Forskellen i resultaterne er anderledes ved andre støjniveauer, fordi SBT er anvendt som **den funktionelle sammenhæng** mellem støj og gener i Vejstøjstrategiens enhedspris, mens der i AKF's resultater er anvendt den sammenhæng som analyserne har resulteret i.

Tabel C.2.3 Forskellen mellem AKF og MST (Vejstøjstrategien) resultater ved forskellige støjniveauer

	MST (Vejstøjstrategien)	AKF (HP)	AKF (CV)	MST / AKF (HP)	MST / AKF (CV)
DKK/dB ved 55 dB	599	92	17	6,5	34,5
DKK/dB ved 60 dB	1.283	87	29	14,8	44,8
DKK/dB ved 65 dB	2.527	97	44	26,1	57,2
DKK/dB ved 70 dB	5.191	104	63	50,0	82,7
DKK/dB ved 75 dB	10.664	147	79	72,7	135,6

Note: Veststøjstrategiens resultater beregnet ved at gange enhedsprisen pr. SBT med ændringen i SBT pr. dB i 5 dB intervaller (for 55 dB som forskellen mellem SBT for 57,5 til 52,5 dB divideret med 5 (0,107-0,052)/5=0,011 SBT/dB). For 60 dB er der dog anvendt 0,0236 SBT/dB og ikke 0,0226 SBT/dB, idet dette er den omregningsfaktor som er anvendt i Veststøjstrategien.

Omregningen fra dB til SBT giver således ikke nogen forskel netop ved 60 dB, hvilket bekræftes ved at der ikke er nogen forskel i resultatet for AKF's hedoniske resultat og Veststøjstrategiens resultat efter korrektion for de øvrige forhold. Ved 75 dB er der yderligere en faktor 3 til forskel mellem AKF's anbefalede CV resultat og Veststøjstrategiens resultat.

Opsummering af de væsentligste forskelle

De væsentligste forskelle ved de forskellige studier gennemgået ovenfor kan opsummeres til:

1. Om sundhedskostninger er medtaget eller ej
2. Omregning fra husprisreduktion i % pr. dB til betalingsvillighed i DKK pr. dB - dvs. den anvendte rente og den gennemsnitlige ejendomsværdi
3. Den funktionelle sammenhæng mellem støj og gene - dvs. hvordan man har modelleret dette/forsøgt at tage højde for den kendte sammenhæng om at folk giver udtryk for stigende gene ved stigende støjniveauer
4. Forskel i resultatniveau (og population) - dvs. om prisen er afdækket for lejligheder eller huse
5. Metode - dvs. om der er anvendt en direkte (CV) eller indirekte (Hedonisk prissætning) værdisætning af vejstøj

I næste kapitel opstilles en ny enhedspris for vejstøj baseret på en genberegning af resultaterne med fælles forudsætninger (punkt 2 og 3) og sammenvejning af de forskellige resultater baseret på forskellige populationer og metode (punkt 4 og 5).

C.3 Opstilling af ny enhedspris for vejstøj

I dette kapitel udledes og motiveres det nye bud på enhedsprisen for vejstøj. Kapitlet fokuserer på geneomkostningerne, mens der henvises i øvrigt til bilag 1 for en beskrivelse af sundhedsmkostningerne.

Kapitlet er opdelt i to afsnit. I det første afsnit motiveres et forslag for en revideret værdi for geneomkostningen og i det andet afsnit præsenteres budet på den samlede enhedspris som tillægges sundhedsmkostningerne.

De forudsætninger der er gjort i dette afsnit er i vid udstrækning baseret på overvejelser som blev diskuteret på et møde mellem COWI og DTF med opstarten af denne undersøgelse.

C.3.1 Forslag til revideret værdi for geneomkostningen

Afsnit 0 ovenfor dokumenterede betydningen af forskellige antagelser for det samlede resultat. Det viste samtidig at der er en reel forskel i resultat mellem AKF's CV undersøgelse og de hedoniske prisundersøgelser.

I dette afsnit gives et forslag til en revideret enhedspris for gene på basis af en nærmere analyse af studierne resultater.

Først genberegnes studierne resultater med nye forudsætninger for:

- Omregning fra husprisreduktion i % til betalingsvillighed i DKK pr. dB
- Den funktionelle sammenhæng mellem støj og gene

Dette resulterer i at undersøgelsesernes resultater alle udtrykkes som DKK/SBT.

Endelig sammenlignes *niveauet* for de forskellige undersøgelser og det diskuteres hvordan forskellene eventuelt kan forklares med forskellige i metode (CV kontra HP) og population (huse kontra lejligheder).

C.3.1.1 Omregning fra husprisreduktion til betalingsvillighed

Nedenfor genberegnes omregningen fra husprisreduktion til betalingsvillighed ud fra standardiserede forudsætninger. Disse genberegnete resultater indgår herefter som input i næste afsnit hvor resultaterne transformeres til DKK pr. SBT. Disse resultater indgår endeligt i den samlede vurdering af enhedsprisen for gene som følge af vejstøj³⁸.

Omregningen fra husprisreduktion i % til *betalingsvillighed* i DKK pr. dB involverer et centralt element med at omsætte husprisreduktionen til en privatøkonomisk årlig besparelse på boligomkostningerne.

Hidtil har den årlige betalingsvillighed pr. dB været beregnet ud fra en realrente og en implicit antagelse om uendelig tidshorisont samt ejendomsværdien og den fundne reduktion pr. dB, dvs.:

³⁸ Resultaterne fra TRØK er ikke genberegnet, da resultat i store træk er det samme som for MSTs undersøgelse og derfor er repræsenteret ved denne undersøgelse.

$$\begin{aligned} \text{Årlig besparelse pr. dB} &= \text{Huspris} * \% \text{-vis husprisreduktion pr. dB} * \text{årlig rente} \\ &= \Delta \text{Huspris} * \text{årlig rente} \end{aligned} \quad (1)$$

I TRØK blev der anvendt en rente på 7%, i MST en rente på 6% og i AKF en rente på 2%. Den årlige besparelse i renteudgifter som følge af en reduceret huspris fra vejstøj kan tolkes som en indikator for den årlige privatøkonomiske besparelse sammenlignet med en ikke støjramt bolig. I lyset af disse meget forskellige renter er der behov for et mere stringent økonomisk rationale for hvordan man bør opgøre den årlige besparelse i boligomkostninger som følge af en reduceret ejendomsværdi fra vejstøj.

Definition

Den årlige besparelse bør afspejle husholdningens privatøkonomiske besparelse i boligomkostninger efter skat.

Besparselsen vedrører ikke alene den reducerede renteudgift til finansieringen af boligen, men også den reducerede beskatning af boligens værdi samt korrektion for inflation og evt. reale værdistigninger eller tab forskellig fra inflationen.

I Lunde og Hvidt, 1999 er de privatøkonomiske konsekvenser af bosætning i ejerboliger grundigt belyst. Med udgangspunkt i denne analyse kan der opstilles et udtryk for den årlige privatøkonomiske besparelse ved en husprisreduktion.

Lunde og Hvidts artikel har fokus på at opgøre de samlede boligomkostninger (*user costs*), mens fokus i denne analyse alene er på at opgøre ændringen i boligomkostningen som følge af en reduktion i husprisen fra vejstøj. Dette giver en forskel, da en række boligomkostninger dermed kan ignoreres i denne analyse. Analysestruktur og definitioner er imidlertid adopteret fra denne analyse.

Et generelt udtryk for *user costs* er opstillet nedenfor (frit efter Lunde og Hvidt, 1999):

$$UC_t = i_t * (1 - T_t) * HP_t + e_t * EV_t + g_t * GV_t - (I_t + P_t) * HP_t ,$$

hvor(2)

UC_t	De reale <i>user costs</i> (huspris afhængige) i periode t
i_t	Den nominelle afkastrate for kapital i periode t (for en investering med samme risiko som boliginvestering)
T_t	Kapitalindkomstskattesats i periode t
HP_t	Huspris i periode t
e_t	Ejendomsværdiskattesats i periode t
EV_t	Ejendomsvurderingen i periode t
g_t	Grundskyldspromillen i periode t
GV_t	Grundværdien i periode t
I_t	Inflationen i periode t
P_t	Real prisstigning for ejendommen ved fastholdt kvalitet i periode t

De reale user costs er således summen af renteomkostningerne efter skat, omkostninger til ejendomsskat og grundskyld korrigeret for inflation og prisudvikling på huset.

Der kan nu opstilles et udtryk for ændringen i user costs under antagelse af at husprisen er lig den offentlige ejendomsvurdering (reduktionen i husprisen som følge af vejstøj er afspejlet fuld ud i den offentlige vurdering):

$$\Delta UC_t = \left[i_t * (1 - T_t) + e_t + \frac{\Delta GV_t}{\Delta HP_t} * g_t - I_t + P_t \right] * \Delta HP_t$$

$$\Delta UC_t = [i_t * (1 - T_t) + e_t + a * g_t - I_t + P_t] * \Delta HP_t = R_t * \Delta HP_t, \text{ hvor } (3)$$

- R_t : Omkostning i procent af huspris efter skat i periode t
 a : Den offentlige grundværdis andel af det samlede nedslag i huspris som følge af vejstøj

Som det fremgår af udtrykket opgøres besparelsen ud fra en alternativomkostningsbetragtning, som belyser hvordan en boligejer ville være stillet, hvis han alternativt havde investeret i et andet gode eller havde valgt en anden bolig (til en reduceret værdi). Beregningen af besparelsen kan alene ske ex-ante, dvs. på baggrund af forventede størrelser. De forventninger boligkøberen har til "user cost" for ejerboligerne vil danne en ligevægt, som udgør markedets samlede forventninger til rente, inflation, efterspørgsel mm.

Ejere af en støjfri ejendom har ekstra kapital bundet (typisk lånt mere) i forhold til ejere af en ejendom med præcis de samme attributter dog plaget af støj præcis svarende til forskellen i værdi af ejendommene. Bindningen af kapital har en omkostning som kan bestemmes som det afkast efter skat, ejeren kunne have opnået ved en mindre realkreditfinansiering (alternativt ved placering af frigjorte kapital). Hertil skal lægges den reducerede beskatning af boligens værdi samt korrektion for inflation og evt. reale værdistigninger eller tab i boligen.

Når det antages, at huskøbere ved et huskøb forventer at de forskellige parametre til højre for lighedstegnet i (3) er konstante over tid kan den årlige besparelse pr. dB med en uendelig tidshorisont opgøres ud fra en mindre omskrivning af udtryk (1) ovenfor:

$$\text{Årlig besparelse pr. dB} = \Delta \text{Huspris} * R_t \quad (4)$$

Diskussion og kvantificering af elementerne i user cost udtrykket

Grundskyld beregnes som en procent gange med grundværdien som er en del af den samlede ejendomsvurdering (huspris).

Told og Skat opgør grundværdien separat for parcelhuse, men den opgøres som en del af den samlede ejendomsvurdering for ejerlejligheder.

For parcelhuse er grundværdien *værdien af grunden i ubebygget stand*. Grundværdien er med andre ord først og fremmest et udtryk for værdien af ejendommens beliggenhed, dvs. retten til at opføre og eje en bolig på en grund det bestemte sted i landet. Den forskel, der er i priserne på fast ejendom rundt omkring i landet, er først og fremmest udtryk for, at grundværdierne er forskellige. Typisk væsentligt højere i hovedstadsområdet end i de egne af landet, hvor ejendommene er billigere.

Told og Skat forklarer på deres hjemmeside hvordan kvaliteten af en ejendom som *ikke* kan tilskrives selve huset indvirker på grundværdien i den samlede vurdering. De skriver: "*Grundværdien kan være forhøjet med et tillæg, f.eks. fordi beliggenheden er særlig god i forhold til andre ejendomme i området. Den kan også være nedsat, f.eks. fordi det er konstateret, at grunden er forurenet.*"³⁹

Når værdien af en ejendom er reduceret som følge af vejstøj bør det derfor gælde, at reduktionen slår *fuldt* i gennem på grundværdiens andel af den samlede ejendomsværdi, idet selve bygningsværdien (udgifterne til at opføre den) må være uafhængige af vejstøjen. Om dette er tilfældet i praksis kan imidlertid diskuteres, idet de offentlige vurderinger i en årrække har været kritiseret for ikke i tilstrækkelig grad at tage højde for positiv eller negativ beliggenhed vil f.eks. skov eller ved en støjende vej. Omvendt er der formentlig ingen tvivl om, at en ejer af en støjplaget ejendom som klager over en for høj vurdering og kan sandsynliggøre dette f.eks. ud fra vurderinger af tilsvarende grunde i området som ikke er støjplaget vil have en god sag over for Told og Skat, jfr. de gældende regler om offentlig ejendomsvurdering.

Ejendomsvurderingerne fra Told og Skat er offentlige tilgængelige og kan findes på Internettet. En hurtig søgning viser at ejendomme beliggende på adresser belastet med meget vejstøj har fået et kontant nedslag i grundværdien. En ejendom på Lyngbyvej i Gentofte har f.eks. fået et nedslag på DKK 557.560 i grundværdien således at grundværdien er vurderet til 552.200 og ikke DKK 1.109.760 som en standardopgørelse ville foreskrive⁴⁰.

For ejerlejligheder vurderes det på baggrund af beskrivelsen af vurderingsproceduren at afslag som følge af støj vil blive tillagt proportional på den samlede ejendomsvurdering og altså slå proportionalt i gennem på grundværdien.

Tilbage er nu at fastlægge parametrene i udtryk (2) og diskutere antagelsen om at disse skal være konstante over tid.

Den nominelle afkastrate for kapital bør afspejle den gennemsnitlige (langsigtede) boligrente, typisk den effektive rente på en 30-årig obligation. Endvidere

³⁹

http://www.erhverv.toldskat.dk/obj.asp?o_id=158133&ov_id=200555&i=4&top=117649&action=vis#158133

⁴⁰ (se

<http://www.vurdering.toldskat.dk/02/Ejendomsvurdering?&KMNR=157&sideNavn=vliste&EJDNR=119486&POSTNR=&VEJKODE=0527&VEJNAVN=LYNGBYVEJ>)

bør renten relatere til det år prisen på boligerne stammer fra, fordi der eksisterer en klar sammenhæng (negativ korrelation) mellem pris og renteniveau. Denne rente bør være et vægtet gennemsnit af renten på de forskellige produkter som typisk anvendes ved finansiering af en ejendom ved købet (obligationer med korte og lange løbetider samt rente på pantebreve, banklån mm). Det er meget vanskeligt at fastsætte denne rente. I stedet anbefales det med udgangspunkt i overvejelser fra Lunde, 1999 at anvende den effektive rente for en 30-årig obligation tillagt 0,7%-point. Tillægget skal dels afspejle at en del af finansieringen vil være dækket af produkter med en højere effektiv rente (banklån, pantebreve mv.), dels at der er betydelige ekstra omkostninger forbundet med realkreditfinansiering (tinglysningsafgift⁴¹, kurtage, stiftelsesprovision, bidrag og andre gebyrer)⁴².

Kapitalindkomstskattesatsen, ejendomsværdiskattesatsen og grundskyldspromillen bør ligeledes afspejle niveauet, som er aktuelt for det år prisen på boligerne stammer fra ud fra en pragmatisk antagelse om at køberen antager disse kontant i en uendelig tidshorisont.

Kapitalindkomstsatsen har fra 2001 været 32,6%. Tidligere var den højere og afhæng af indkomstforhold og skatteforholdene i den enkelte kommune⁴³.

Ejendomsværdiskatten og grundskyldspromillen har ligeledes udviklet sig over tid (og har heddet noget andet). Grundskyldspromille opkræves af både amt og kommune og varierer derfor fra kommune til kommune. Ideelt set burde der tages højde for dette i forhold til de konkrete ejendomme som har indgået i en undersøgelse.

Ejendomsværdiskattesatsen⁴⁴ har fra og med år 2000 udgjort 1% af ejendomsvurderingen af boligen (når den er under 3.040.000 DKK og 3% af den værdi der ligger over denne grænse).

⁴¹ Afgiften for tinglysning af ejerskiftedokumenter (f.eks. skøde) udgør 1.400 DKK + 0,6% af ejerskiftesummen. Afgiften for tinglysning af pant i fast ejendom (realkreditlån, private pantebreve etc.) udgør 1.400 DKK + 1,5% af det pantsikrede beløb. Ved låneomlægning (konvertering af lån, omprioritering) af realkreditlån, skal der kun betales afgift af forskellen mellem det nye og det gamle realkreditlån.

⁴² De 0,7% er skønsmæssigt fastsat som summen af 0,25% i bidrag, 0,20% i afgifter ved låneoptagelse (20.000 DKK i gebyr på et 30-årigt lån med en effektiv rente på 6,5 forhøjer den reelle rente til 6,7%) og 0,3% fra anden finansiering end obligationer (20% af den samlede finansiering med pantebrev som typisk forrentes med 1,5% højere rente end realkreditobligation).

⁴³ Hvis boligejer netto havde positiv kapitalindkomst, var beskatningen i 1998 - før Pinsepakken - 40,4 %, 46,4 % eller 58,7 % i en gennemsnitskommune, afhængigt af boligejeres kapitalindkomsts og øvrige indkomsts højde. Hvis boligejer i stedet netto havde negativ kapitalindkomst, reducerede beskatningen med dette fradrag og blev dermed beskattet med 40,4 % ved en personlig indkomst under 139.000 DKK og med 46,4 % ved højere indkomst.

⁴⁴ Denne erstattede skatten lejeværdi af egen bolig.

Den gennemsnitlige grundskyldspromille i Danmark som helhed har de seneste år været ca. 2,7%.

Fastsættelsen af den offentlige grundværdis andel af det samlede nedslag i ejendomsværdi som følge af vejstøj afhænger som forklaret ovenfor af om der er tale om en ejerlejlighed eller et parcelhus. For parcelhuse kan man argumentere for at den bør være 100%, fordi reduktionen i et hus værdi ifølge reglerne skal afspejles fuldt ud i grundværdiens del af den samlede ejendomsvurdering. Denne antagelse er benyttet her. Til sammenligning udgør grundværdiens andel af den samlede ejendomsværdi for parcelhuse i hovedstadsområdet typisk er ca. 30-35%. For ejerlejligheder udgør grundværdien blot ca. 10% af den samlede ejendomsvurdering, hvilket må anbefales anvendt som reduktion i grundværdi for ejerlejligheder.

Inflationen og den reale prisstigningstakt for ejendommen er ligeledes vanskelig at fastsætte. Forventningen til den fremtidige inflation antages at følge nettoprisindekset på lang sigt, jfr. Lunde, 1999. Med udgangspunkt i inflationstakten de seneste 10 år fastsættes inflationen til 2,1%. Det antages at priserne på ejendomme følger den gennemsnitlige prisudvikling, hvorfor den reale prisstigningstakt på ejendomme sættes til 0.

På baggrund af ovenstående antagelser kan omkostningen i procent beregnes for huse og lejligheder. De præcise forudsætninger og det samlede resultat fremgår af tabellen nedenfor.

Tabel C.3.1 Opgørelse af omkostning i procent af øget ejendomsværdi relevante for huse (MST) og lejligheder (AKF)

Boligtpe	Lejligheder (AKF (År 1996-2002))	Huse (MST (År 1975-2001))
Nominal afkastrate for kapital	7,2%	7,2%
- heraf effektiv rente	6,5%	6,5%
- heraf tillæg	0,7%	0,7%
Kapitalindkomstskattesats	32,8%	32,8%
Ejendomsværdiskattesats	1,0%	1,0%
Grundskyldspromillen	2,7%	2,7%
Grundværdis andel af det samlede nedslag i ejendomsværdi som følge af vejstøj	10%	100%
Inflation	2,1%	2,1%
Real prisstigningstakt for ejendomme	0%	0%
Omkostning i procent i alt	4,01%	6,44%

Kilder: Danmarks Statistik, Told og Skat og KL

Omkostningen i procent er beregnet for både huse og lejligheder med udgangspunkt i år 2001. Da denne omkostningsprocent senere anvendes til beregning af betalingsvilligheden i DKK/dB pr. år baseret på AKF og MST's undersøgelser er det relevant at diskutere hvorvidt omkostningsprocenten for år 2001 er valid.

AKF's undersøgelse vedrører ejendomshandler af lejligheder i perioden 1996-2002. Dette bevirker at omkostningsprocenten i princippet burdes opgøres selvstændigt for hver ejendom i forhold til det konkrete salgsår. Med forudsætninger som i tabellen ovenfor benyttes omkostningen i procent på 4,01% på alle handler, hvilket vurderes at være en rimelig approksimation da omkostningsprocenten næppe har ændret sig meget i den 5-årige periode.

MST's undersøgelse er baseret på hushandler i en ca. 25-årig periode fra 1975 til 2001. For denne undersøgelse er problemet med at opgøre den årlige omkostning konsistent for en husprisreduktion i et givent år (2001) således større end for AKF undersøgelsen. Der valgt de samme antagelser som for lejligheder, dog med undtagelse af antagelsen om grundværdiens andel af det samlede nedslag i ejendomsværdi, jfr. den tidligere diskussion af vurderingspraksis for hus kontra lejligheder.

Det skal indskydes, at netop det faktum at MST undersøgelse er baseret på hushandler over en 25-årig periode kan være problematisk. Forestiller man sig således at den reale årlige omkostning i % er steget, fordi beskatningen og den reelle renteudgift (dvs. rente-skattefradrag-inflation) er steget, vil dette jo implicere at man for 20 år siden ville være villig til at acceptere en større procentvis forskel mellem et hus med og uden støj, såfremt den absolutte betalingsvillighed skal være real konstant. Hvis dette er tilfældet vil det resulterer i en overvurdering af husprisreduktionen i %.

Prisen på huse og lejligheder

I AKF's undersøgelse er omregningen fra husprisreduktion i % til betalingsvillighed i DKK pr. dB baseret på de faktiske gennemsnitlige lejlighedspriser i hvert støjinterval for de lejligheder som er indgået i undersøgelsen. Dette giver det mest retvisende billede af betalingsvilligheden for ejerne af disse lejligheder.

Når man skal beregne en betalingsvillighed som kan benyttes for hele landet er man imidlertid nødt til at fastlægge hvorvidt husprisreduktionen i % er konstant i hele landet eller betalingsvilligheden i DKK pr. dB er konstant.

På basis af de danske undersøgelser er der ikke noget empirisk grundlag for at vurdere hvad der gør sig gældende. I TRØK har det hidtidigt implicit været antaget at husprisreduktionen i % er konstant i hele landet. Denne antagelse er også anvendt ved omregningen af MST resultatet fra husprisreduktion i % til betalingsvillighed i DKK pr. dB i Vejstøjstrategien. Denne antagelse anvendes også i denne sammenhæng.

Table C.3.2 De anvendte priser på lejligheder og huse.

Boligtype	Lejligheder (AKF)	Huse (MST (Vejstøjstrategien))
Ejendomsværdi anvendt i undersøgelsen	893.396 - 1.512.718 DKK	1.084.000 DKK
Gns. ejendomsværdi (2001)	960.000 DKK	1.084.000 DKK

Kilde: Danmarks Statistik, Statistiskbanken

Med udgangspunkt i de beregnede omkostninger i procent og de gennemsnitlige priser på hhv. lejligheder og huse kan husprisreduktion i % nu omregnes til DKK pr. dB for de to studier med henblik på at sammenligne resultaterne under konsistente antagelser. Resultatet fremgår af tabellen nedenfor.

Table C.3.3 Betalingsvilligheden (DKK pr. dB) for vejstøjreduktion beregnet på basis af ny omregning

Støjniveau	AKF	MST
Over 55 dB	189 DKK/dB	838 DKK/dB

Den genberegnete betalingsvillighed fremgår af tabellen. MST's resultat er ca. 7% højere end det oprindelig beregnet, svarende til at den årlige omkostning i procent steget med denne faktor (tidligere anvendtes 6% nu anvendes 6,4% som den årlige omkostningsprocent). AKF's resultat er ca. 30-110% højere (tidligere anvendtes 2% nu anvendes 4% som den årlige omkostningsprocent, ligesom den prisen på lejligheder er ændret fra tidligere 893.396 DKK - 1.512.718 DKK mod nu 960.000 DKK).

C.3.1.2 Den funktionelle sammenhæng mellem støjniveau og gene

Som det fremgik af afsnit 0 skyldes en væsentlig del af forskellen mellem undersøgelsernes resultater forskellige antagelser om den anvendte funktionelle sammenhæng mellem støjniveau og gene (kurvens krumhed). Som tidligere beskrevet anvendes den funktionelle sammenhæng mellem støj og gene, som ligger bag SBT i dette projekt.

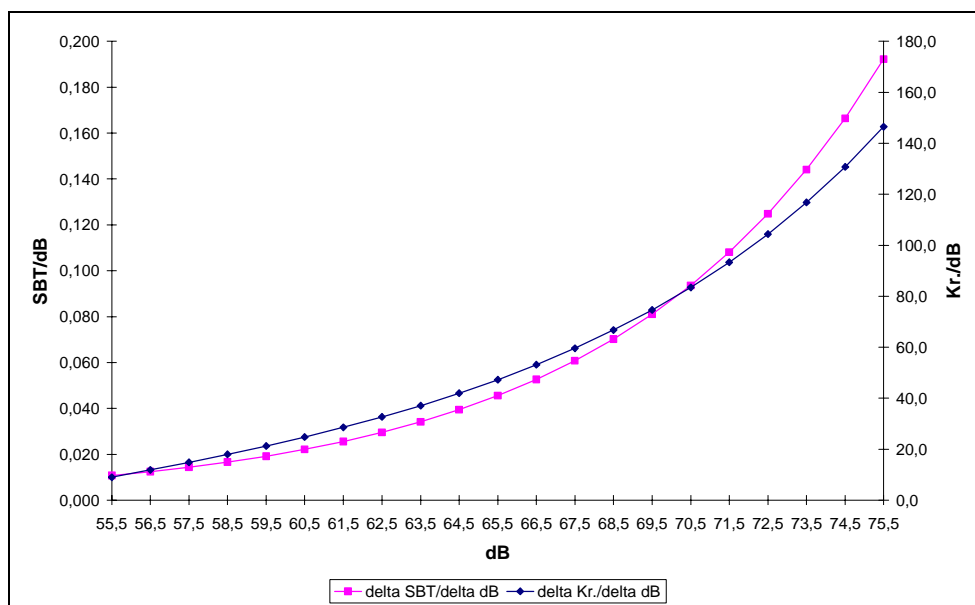
Der er således behov for at transformere resultatet af de enkelte undersøgelser så enhedsprisen udtrykkes pr. SBT i stedet for pr. dB, jfr. afsnit 0.

Bedste bud baseret på contingent valuation

Fosgerau og Bjørner's supplerende analyser af CV data fra AKF's undersøgelse må betegnes som det mest valide bud på geneomkostningerne baseret på contingent valuation.

Resultatet af Fosgerau og Bjørner's supplerende analyser er stigende marginal betalingsvillighed. Ligeledes er sammenhængen mellem støjniveau og gene marginal stigende. De to funktionelle sammenhænge fremgår af grafen nedenfor.

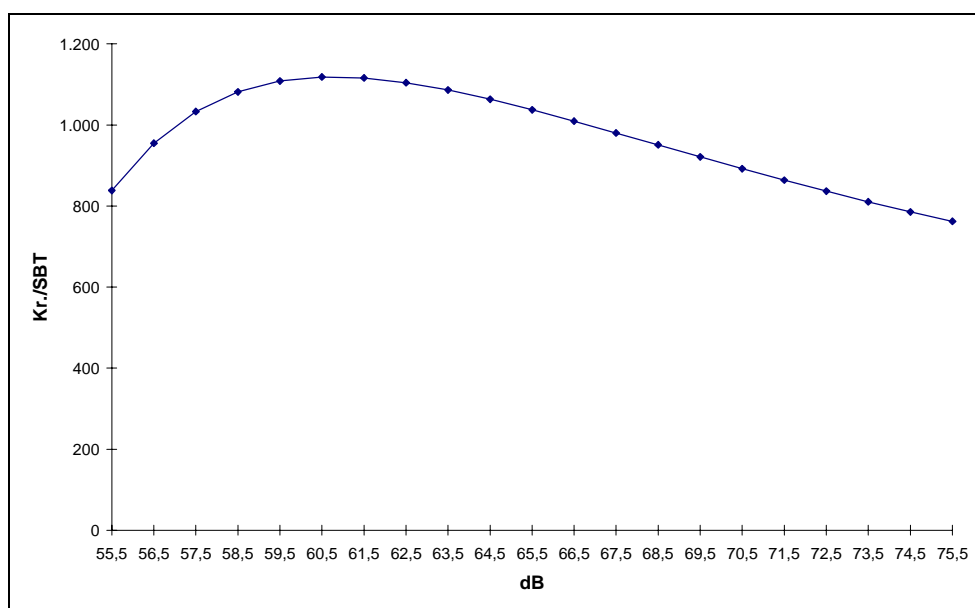
Figur C.3.1 Den marginale betalingsvillighed fra Fosgerau og Bjørner's analyse og den marginale ændring i SBT pr. dB



Figuren viser at de to kurver har meget ens forløb, svarende til at den funktionelle sammenhæng mellem støj og omkostning fundet i Fosgerau og Bjørner's analyse er næsten den samme som den funktionelle sammenhæng mellem støj og gene bag SBT.

Figuren nedenfor viser den betalingsvilligheden i DKK pr. SBT for forskellige dB intervaller (beregnet som den marginal betalingsvillighed pr. dB gange med dB divideret med den SBT(dB)).

Figur C.3.2 Den marginale betalingsvillighed (DKK/SBT) pr. dB



Som det fremgår af figuren ovenfor er den marginale betalingsvillighed udtrykt som DKK/SBT pr. dB ikke konstant. Kurven bekræfter dog at den funktionelle form på de to kurver for betalingsvillighed og gene er rimelig ens idet forskellen på minimum og maksimum på kurven ovenfor blot er ca. 25%.

Det kan konkluderes, at CV studiets resultater i nogen udstrækning bekræfter den anvendte funktionelle form mellem støj og gene (SBT) udtrykt ved betalingsvillighed. Det kan dog konstateres en forskel, som der er behov for at forholde sig til (se afsnit 0). Dette understøtter således forudsætningen om at fastholde SBT sammenhængen ved beskrivelse af betalingsvilligheden.

For at udtrykke betalingsvilligheden pr. SBT som en konstant for alle dB er der på grund af forskellen ved forskellige dB behov for en transformation af Fosgerau og Bjørner's resultater til SBT sammenhængen.

Transformationen bør som udgangspunkt minimere afvigelsen mellem de to funktionelle sammenhænge. Ved estimationen af betalingsvilligheden er der taget hensyn til fordelingen på forskellige støjniveauer, hvorfor det også synes rimeligt at tage højde for denne fordeling ved transformationen.

På denne baggrund kan det problem der skal løse matematisk opskrives således med udgangspunkt i mindste kvadraters metode til minimering af afvigelsen:

$$\min \sum_i (\alpha * SBT(dB_i) - P(dB_i))^2, \text{ hvor } i = \{\text{boliger i undersøgelsen}\}$$

α : prisen udtrykt pr. SBT (DKK/SBT)
 SBT(dB_i): SBT værdien for bolig i's støjniveau i dB
 P(dB) : prisen for støj (i DKK) beregnet som funktion af dB for bolig i

Dette problem løses med udgangspunkt i fordelingen af boliger på 5 dB intervaller fra Bjørner et al (side 29).

Tabellen nedenfor viser beregningen og resultatet af transformationen (minimeringsproblemet).

Tabel C.3.4 Transformation af resultater udtrykt i dB til SBT

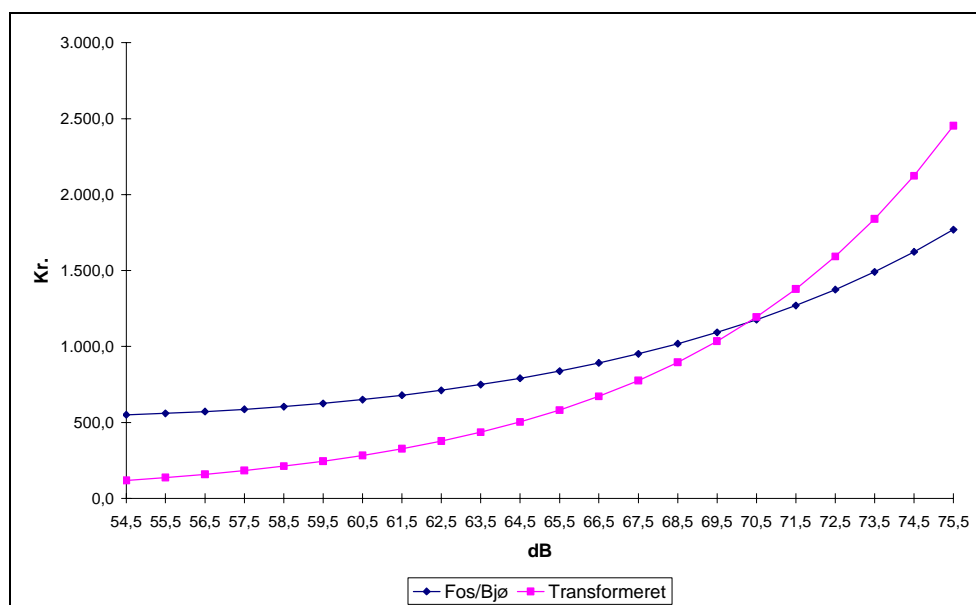
dB	SBT	P(dB _i) (DKK)	Antal boliger	Fejl	Fejl * Fejl	(Fejl * Fejl)*i
57,5	0,11	586	138	-403	162.068	22.365.396
62,5	0,22	712	283	-334	111.792	31.637.059
67,5	0,45	951	334	-176	30.900	10.320.578
72,5	0,93	1.375	263	218	47.652	12.532.502
					Fejl i alt	76.855.535
				Pris	DKK/SBT	1.712

Enhedsprisen for gene som følge af vejstøj er således beregnet til godt 1.700 DKK pr. SBT baseret på CV undersøgelsen.

Til sammenligning fås en værdi på 3.000 DKK pr. SBT når man beregner et simpelt gennemsnit pr. 1 dB over intervallet fra 55 dB til 75 dB og 2.700 DKK pr. SBT når man beregner et vægtet gennemsnit (i forhold til fordelingen af boliger på støjniveauer).

Den transformerede betalingsvillighed med den funktionelle SBT sammenhæng er sammenlignet grafisk med den oprindelige betalingsvillighed udtrykt i DKK ved de forskellige støjniveauer i figuren nedenfor.

Figur C.3.4 *Betalingsvillighed i DKK før og efter transformation*



Figuren ovenfor illustrerer igen at CV studiets resultater i vid udstrækning bekræfter den anvendte funktionelle form mellem støj og gene (SBT) udtrykt ved betalingsvillighed.

Bedste bud baseret på hedonisk prisfastsættelse

Der er præsenteret resultater fra tre analyser baseret på hedonisk prisfastsættelse - TRØK, MST og AKF. Resultaterne udtrykt som husprisreduktion i % afviger, hvilket bl.a. skal ses i lyset af at det er forskellige populationer, som er belyst. Der er imidlertid ikke noget objektivt grundlag for på forhånd at udvælge en analyses resultater til videre analyse endside forkaste en af analyserne.

Som tidligere nævnt giver både MST's og AKF's analyse et resultat hvor den betalingsvillighed er lineær med støjniveauet (målt i husprisreduktion i % pr. dB), svarende til at den marginal betalingsvillighed er konstant. Dette resultat er således i uoverensstemmelse med SBT sammenhængen mellem støjniveau og gene, som er marginalt stigende.

Der kan være en række årsager til at undersøgelserne finder lineære resultater selvom både talrige geneundersøgelser og CV undersøgelsen peger på at den marginale gene stiger med støjniveauet, hvilket burde kunne aflæses i resultatet.

- For det første er det ikke sikkert at en hypotese om en konveks funktion som SBT ville blive forkastet, hvis man gennemførte en statistisk analyse med disse modelantagelser.
- For det andet er der noget som tyder på at resultaterne kan være biased i retning af en overvurdering ved lave støjniveauer og en undervurdering ved høje støjniveauer. AKF-undersøgelsen har således påvist at det er nemmere end forventet at vænne sig til støjen for de lave støjniveauer, mens det er sværere end forventet for de høje støjniveauer (p. 81 tabel 6.6). Husprisundersøgelsens resultater er altså skævvredne fordi køberne ikke har fuld information (de har en forkert opfattelse af deres egen støjtilvæning) om støjens virkning. På denne baggrund kan der argumenteres for at resultaterne fra husprisundersøgelserne bør korrigeres for den viden vi har fra genekurverne baseret på interviewundersøgelser, dvs. ved at benytte omregning til SBT.
- For det tredje er der i MSTs undersøgelse meget få observationer med høj støjeksposering, ligesom de også er underrepræsenteret i AKF undersøgelsen. Dette kan bevirke at det er vanskeligt at påvise en eksponentiel sammenhæng, fordi antallet af observationer dominerer på det stykke af kurven som er tilnærmelsesvis lineær.
- For det fjerde er der resultater fra AKFs undersøgelse som indikerer at betalingsvilligheden vokser med støjniveauet. Resultatet af AKFs HP undersøgelse er at lejligheder belastet med støj over 55 dB i gennemsnit falder i pris med 0,49 % pr. dB i forhold til ikke støj-belastede lejligheder. Men med andre afskæringer for støjniveauet fås andre resultater. Således fås 0,31 % når alle lejligheder med støj over 45 dB inkluderes og 0,62 % når afskæringskriteriet er 60 dB. (side 75).

På denne baggrund synes det rimeligt at overføre SBT sammenhængen til AKFs og MSTs resultater. Tilbage er at bestemme hvordan den lineære sammenhæng bedst muligt transformeres til SBT sammenhængen.

Transformation af MST's resultat til brug for Vejstøjstrategien omfattede alene en omregning over intervallet fra 55 dB til 65 dB. Denne tilgang synes problematisk, fordi den dermed kun prioriterer resultatet i dette interval, hvorved resultatet omregnet fra pr. SBT til pr. dB i de høje støjniveauer resulterer i en overvurdering.

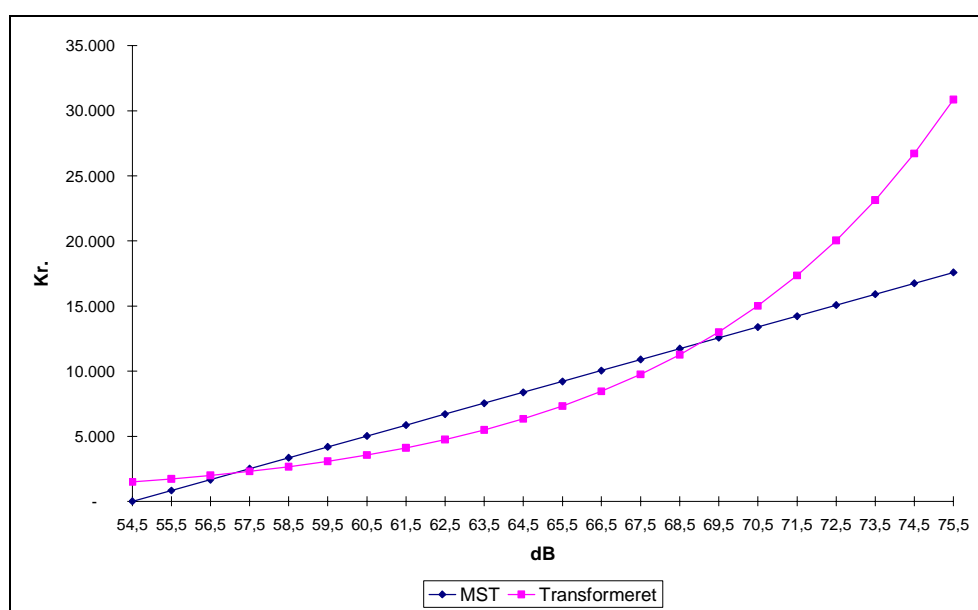
I stedet bør den transformation som blev beskrevet og anvendt til transformationen af CV resultaterne anvendes (se afsnit 0). Denne transformation minimerer afvigelsen mellem de to funktionelle sammenhænge under hensyn til undersøgelsens fordeling af boliger på forskellige støjniveauer.

Resultat af transformationerne er en enhedspris for gene på:

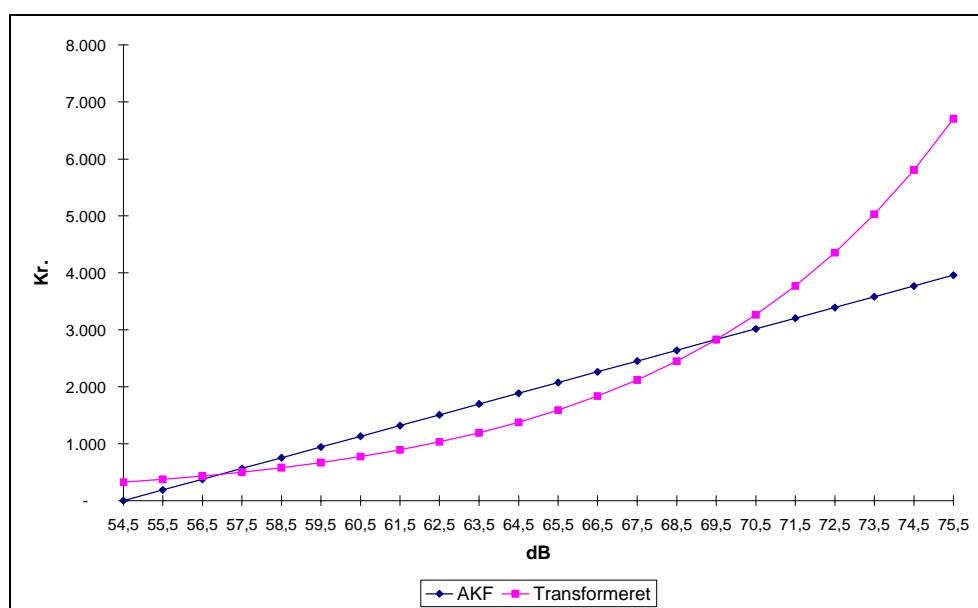
- ca. 21.500 DKK pr. SBT baseret på MST undersøgelsens resultater
- ca. 4.700 DKK pr. SBT baseret på AKF hedoniske resultater.

De transformerede betalingsvilligheder med den funktionelle SBT sammenhæng er sammenlignet grafisk med de oprindelige betalingsvilligheder udtrykt i DKK ved de forskellige støjniveauer i figurene nedenfor.

Figur C.3.4 *Betalingsvillighed i DKK før og efter transformation (MST)*



Figur C.3.5 *Betalingsvillighed i DKK før og efter transformation (AKF HP)*



Som det fremgår af figurerne ovenfor er de to transformationer en lille smule forskellige, hvilket afspejler at fordelingen af støjramte boliger er lidt forskellig i de to undersøgelser. MST undersøgelsen har generelt flere boliger i lave støjintervaller end AKF undersøgelsen.

C.3.2 Det bedste samlede bud på geneomkostningerne

På basis af ovenstående haves nu tre resultater for betalingsvilligheden udtrykt som DKK pr. SBT baseret på standardiserede omregningsantagelser og resultattransponeringer.

Tabel C.3.5 Undersøgelserne genberegnete resultater

	Fosgerau & Bjørner (CV)	MST (HP)	AKF (HP)
DKK pr. SBT	1.700	21.500	4.700

Som det fremgår af tabellen er de tre resultater meget forskellige.

For at fastlægge det bedste samlede bud på geneomkostningerne er der behov for en sammenfattende diskussion af hvad forskellen i resultaterne kan skyldes og for en samlet kvalitativ vurdering af styrkerne og svaghederne ved de tre undersøgelser. De største forskelle mellem studierne vurderes at være metoden, den population som indgår i undersøgelserne og datagrundlaget, som derfor er central i diskussionen nedenfor.

På grund af betydelig usikkerhed ved de anvendte antagelser og resultater præsenteres et lavt og et højt estimat som supplement til det centrale estimat. Det er imidlertid ikke muligt at udlede et lavt og højt estimat som kan siges at repræsentere hhv. 5%-fraktilen og 95%-fraktilen af det centrale estimat. De lave og høje skøn fastsættes pragmatisk på basis af resultaterne fra de undersøgte studier.

Contingent valuation vs. hedoniske prisfastsættelse

Den grundlæggende forskel mellem de to metoder er, at contingent valuation er en direkte metode baseret på *hypotetisk udtrykt betalingsvillighed*, mens hedoniske prisfastsættelse er en indirekte metode baseret på *observeret adfærd*.

Den største styrke ved hedonisk prisfastsættelse er at den baserer sig på faktisk observeret adfærd. Omvendt er dette den største svaghed ved CV, idet denne baserer sig på hypotetisk udtrykt betalingsvillighed. De adspurgte individer oplever ingen konsekvenser af deres svar, hvilket kan betyde at de svarer strategisk (underdriver eller overdriver) i forhold til egne interesser. Selvom man forsøger at fange og korrigere for strategiske svar udgør dette problem ved CV analyser. Den svaghed ved CV fremhæves ofte potentielt at føre til for høje skøn over betalingsvilligheden for støjrreduktion, fordi det er lettere at bruge

hypotetiske penge frem for rigtige penge. Man kan imidlertid også forestille sig systematisk bias der trækker den modsatte vej⁴⁵.

En af de største svagheder ved den hedoniske prisfastsættelse er at der er risiko for en lave en fejlestimering som følge af en forkert modelspecifikation. Metoden stiller store krav til datamaterialet, da det er nødvendigt at medtage og af-dække sammenhængen med alle de variable, som påvirker husprisen for at få isoleret effekten af støj fra de øvrige effekter. I denne sammenhæng er det specielt problematisk at der kan være forklarende variable som er tæt korreleret med støj (barriereeffekt, luftforurening, visuel gene mm.). Dette skaber problem med multikollinearitet og kan bevirke at man overvurderer betydningen af støj fordi man ikke får fanget betydningen af de andre parametre.

En anden svaghed ved den hedoniske prisfastsættelse er det implicit antages, at købere af et hus er fuldt bevidst om støjniveauet og generne (og betalingsvilligheden) heraf. Man kan sætte spørgsmålstegn ved om dette er tilfældet, idet køberne kun har oplevet huset i en meget begrænset periode. Dette kan trække skævvride resultat i begge retninger, men da mæglere vil være tilbøjelige til at vise et støjbelastet hus i perioder med lav trafikintensitet er det måske mest sandsynligt at det vil resultere i en undervurdering.

Fordelen ved CV er at den er simpel og kan anvendes direkte på en målgruppe af individer som med rimelighed må antages at have fuld viden om konsekvenserne (generne) af vejstøj (eksisterende beboere i støjramte ejendomme). Desuden kan man designe CV analysen således at man undgår at gener fra andre effekter end støj inkluderes.

I Bjørner et al, 2003 er der givet mere indgående generel diskussion af svaghederne og styrkerne ved de to metoder, som i store træk fremdrager de samme aspekter som ovenfor. Desuden sammenlignes resultaterne af de to studier og de perspektiveres i forhold til andre internationale resultater baseret på de to metoder. Det konkluderes på denne baggrund, at det er sandsynligt at *begge estimater er overskøn*. Som følge heraf foretrækkes CV undersøgelsens resultater og anbefales til brug for samfundsøkonomiske resultater. Som et alternativ anbefales de to estimater anvendt som hhv. et lavt og højt skøn.

Det er vanskeligt at argumentere for det rimelige i helt at ignorere resultaterne fra HP undersøgelsen. I denne sammenhæng synes det mest fornuftige således at være, at basere et samlet bedste skøn på resultatet fra begge metoder, dog med det forbehold at resultater fra den hedoniske analyse kan være overvurderet som følge af at det ikke har været muligt at korrigere for luftforurening og andre lokale gener fra vejtrafik.

Huse vs. lejligheder

Huse og lejligheders karakteristika adskiller sig på en række områder og det må derfor forventes at støj har forskellig indflydelse på prisen på hhv. huse og lejligheder. For eksempel har enfamiliehuse tilknyttet haver eller udendørsarealer, hvor støjen er væsentlig højere end indendørs. Nyttевærdien af udendørsarealer

⁴⁵ Hvis f.eks. den adspurgte forestiller sig at hans svar vil blive brugt politisk og at han ikke vil have at der bruges ressourcer på støjreduktion.

fornings væsentligt ved et højt støjniveau. Da lejligheder i mange tilfælde ikke har tilknyttet udendørsarealer, der benyttes i samme omfang som for huse, kan det tænkes at støjs indflydelse på prisen er mindre på lejligheder end på huse.

Resultaterne fra MST og AKF hedoniske prissætninger bekræfter alt andet lige denne hypotese. MST's HP undersøgelse omfatter kun parcelhuse, mens AKFs undersøgelse omhandler lejligheder og hvor MST når frem til en husprisreduktion på 1,2% når AKF frem til kun 0,5%. Når husprisreduktionen omregnes til betalingsvillighed i DKK pr. dB forstærkes denne forskel kraftigt, fordi *besparelsen ved en husprisreduktion er højere for huse end for lejligheder*. Således er der konstateret ca. faktor 4,6 i forskel i absolut betalingsvillighed mellem de to undersøgelser.

Hvorvidt hele denne forskel mellem de to undersøgelser kan forklares med den forskellige population er imidlertid svært at afgøre. Det kan således ikke udelukkes at andre faktorer har indflydelse på forskellen i resultatet - eksempelvis forskelle i de forskellige år for hushandler, de forskellige geografiske områder der er belyst, de forskellige modelspecifikationer mm.

Hvis det antages at hele forskellen er et udtryk for forskellen i geneomkostningen for lejligheder og huse bør resultaterne vægtes i forhold til den samlede støjeksponering over 55 dB af hhv. lejligheder og huse. Baseret på en opgørelse over fordelingen af støjbelastede boliger på bebyggelsesart fra 1995 vejstøjkortlægningen er fordelingen af SBT på lejligheder og huse opgjort til hhv. 55% og 45%⁴⁶.

Datagrundlaget

Datagrundlaget i de tre undersøgelser er kort præsenteret i overskriftsform i Tabel C.2.1. Set ud fra en overordnet synsvinkel synes der ikke at være forskelle der kan berette at man bør foretrække den ene analyse frem for den anden.

Der indgår flest observationer i AKF HP undersøgelse (2150), mens der indgår færrest i MSTs (855). I MSTs undersøgelse er der relativt få observationer i de høje støjniveauer, hvilket man kan problematisere, da det alt andet lige gør det vanskelige at påvise en eksponentiel sammenhæng mellem støjniveau og husprisreduktion. I transformationen af resultaterne af MSTs og AKFs resultater fra den hedoniske undersøgelse er der imidlertid taget højde for fordelingen af observationer i støjintervaller.

Som tidligere nævnt er MST undersøgelse baseret på hushandler over en 25-årig periode, mens AKF HP undersøgelse er baseret på handler fra 1996-2002. Der er en række problemer forbundet med at medtage hushandler over længere tidsperioder, hvilket umiddelbart gør MSTs resultater mindre valide end AKF resultater.

Et samlet bud på bedste pris

Med en lige vægtning af CV resultater og HP resultater og en vægtning af resultater for den samlede støjgenes fordeling på lejligheder og huse kan "det bedste bud" beregnes som et simpelt gennemsnit. Tabellen nedenfor præsente-

⁴⁶ Fra bilag 2 i Miljøstyrelsen, 1998. Etageboliger og tæt rand antaget som lejlighed, mens parcelhuse er antaget huse og kategorien tæt/lav er ignoreret ved opgørelse af fordelingen.

rer endvidere et lavt og et højt bud baseret på hhv. CV undersøgelsen og HP undersøgelsens resultater. I tabellen er det implicit antaget, at en CV undersøgelse gennemført for huse, ligeledes ville have givet et resultat med samme faktor til forskel, som det er tilfældet i AKF studie for lejligheder baseret på hhv. CV og huse.

Table C.3.6 Enhedspris på gene (vægtet med fordeling lejlighed og hus) (DKK/ST)

DKK/ST	ST andel	Lav (CV)	Central (simpelt gns.)	Høj (HP)
Lejligheder	55%	1.712	3.196	4.679
Huse	45%	(7.878)	14.706	21.534
Vægtet	100%	4.492	8.386	12.279

Note: Priseniveau 2001.

På denne baggrund vurderes det bedste bud for en samlet enhedspris for gene at være 8.400 DKK pr. ST.

C.3.3 Den samlede enhedspris for støj

Den samlede enhedspris for støj er beregnet som summen enhedspriserne for gener og sundhedsskader. Der henvises til bilag for en opgørelse af sundhedsomkostningerne. Enhedsprisen fremgår af tabellen nedenfor.

Table C.3.7 Den samfundsøkonomiske enhedspris for vejstøj

Omkostningstype	Lav	Central	Høj
	DKK/ST	DKK/ST	DKK/ST
Genevirkning	4.500	8.400	12.300
Sundhedsskader	11.100	20.800	31.500
I alt	15.600	29.200	43.800

Note: Priseniveau 2001. Omkostningerne ved sundhedsskader tilbageskrevet med inflation fra 2002 til 2001 (2%).

Det lave og høje skøn er pragmatisk fastsat som summen af hhv. det lave/høje omkostningsestimater for genevirkning og det lave/høje omkostningsestimater for sundhedsskader.

Som det fremgår af tabellen udgør det centrale bud på en samlet samfundsøkonomisk enhedspris beregnet til ca. 29.200 DKK/ST.

C.4 Forslag til fremtidige forbedringer

I dette afsnit præsenteres en række forslag til hvordan i fremtiden kan forsøge at forbedre estimaterne for en enhedspris for støj.

C.4.1 Ny sammenhæng mellem støjniveau og gene

En af forudsætningerne for dette arbejde med at udlede en ny anbefalet enhedspris har været at den nuværende sammenhæng mellem støjniveau (dB) og gene skulle lægges til grund og at enhedsprisen dermed fortsat skulle udtrykkes pr.

SBT. Dette skal ses i lyset af at SBT sammenhængen er stærkt forankret i planlægningsammenhænge i Danmark.

Dette arbejde har imidlertid vist at der kan være behov for at revidere sammenhængen mellem støjniveau og gene.

Indledningsvis bør det dog slås fast, at den grundlæggende tanke bag SBT bibeholdes. Støjen udtrykt ved dB(A) fortæller ikke noget om genevirkningen. Det er derfor hensigtsmæssigt at vægte det fysiske tal, så det kommer i bedre overensstemmelse med genevirkningen - også selvom genevirkningen måtte vokse lineært med støjen fra et vist niveau.

Den nuværende sammenhæng afspejler hvor mange mennesker, som har udtrykt, at de føler sig *stærkt generet* af vejstøj (Vejdirektoratet, 1989). I den undersøgelse som er lagt til grund har man ved samme lejlighed spurgt hvor mange som følger sig *generet* og *lidt generet* af vejstøj og dette giver en anden funktionel sammenhæng mellem støjniveau og gene.

I Vejdirektoratet, 1989 redegør rapportens forfattere for præmisserne bag den valgte vægtning. De skriver: "*Arbejdsgruppen har valgt en vægtningsfaktor, der er i rimelig overensstemmelse med de subjektive genekurver, der er omtalt i afsnit 1.3 [stærkt støjbelastet]. Kurverne er beregnet ud fra resultater af interviewundersøgelser om, hvorledes de interviewede føler sig generet af trafikstøj. Den valgte vægtningsfaktor må dog udformes således, at den fortsætter ud over det støjniveau, hvor 100% af de interviewede føler sig generet. Uden denne løsning vil støjbelastningstallet ligge fast, når først støjniveauet når ud over denne grænse. Dermed vil tallet ikke beskrive den miljømæssige værdi af foranstaltninger ved meget høje støjniveauer*". Der redegøres ikke nærmere for dette valg.

Man kan således påstå, at den nuværende anvendte sammenhæng mellem støj og gene savner et solidt funderet rationale for, hvorfor man har anvendt den funktionelle sammenhæng afdækket ved spørgsmålet om andelen der er *stærkt belastede* ved et givent støjniveau frem for nogen af de andre funktionelle sammenhænge.

Med Fosgerau & Bjørner's nye undersøgelse foreligger der imidlertid et empirisk grundlag, som kan anvendes til at udlede en sammenhæng mellem støjniveau og gene baseret på en velfærdsøkonomisk rationale. Konkret kan man anvende den udledte betalingsvillighed (WTP) som rationale for sammenhængen mellem støjniveau og gene.

Hvis man vælger at udlede en ny SBT sammenhæng bør man:

- bibeholde grundideen med at tallet (SBT) udtrykker "en andel" som er normeret i forhold til et bestemt støjniveau som er 1 (f.eks. 73 dB som i dag);
- sikre at den formel som udledes er forholdsvis enkel.

Dette vurderes at være forudsætninger for at en ny funktionel sammenhæng kan få gennemslagskraft.

En opdatering af sammenhængen mellem støj og gene skal ikke kun ses i en snæver økonomisk sammenhæng, idet sammenhængen har mere vidtrækkende konsekvenser. Den anvendte sammenhæng har således i almindelighed stor indflydelse på hvordan man prioriterer støjbekæmpelse - uafhængig af om dette sker med basis i økonomiske vurderinger eller ej. En bred forankring er derfor nødvendig.

C.4.2 Supplerende CV/HP undersøgelser i provinsen

Selv efter de seneste undersøgelser er antallet af betalingsvillighedsundersøgelser af vejstøj i Danmark fortsat begrænset. Der er derfor behov for flere undersøgelser af betalingsvilligheden for vejstøj. Der synes særligt at være behov for såvel hedoniske undersøgelser som CV undersøgelser for hhv. huse og folk i provinsen, da disse ikke er repræsenteret i hidtidige studier på området.

Det kan ikke udelukkes, at den individuelle betalingsvillighed for personer i provinsen afviger fra betalingsvilligheden for folk i Hovedstadsområdet. For et efterprøve dette er der behov for supplerende undersøgelser.

Særligt for HP undersøgelserne

I forbindelse med konkrete HP studier er der behov for en nærmere analyse af hvorvidt betalingsvilligheden udtrykt som DKK pr. dB pr. år er konstant eller det snarere er husprisreduktionen i % som er konstant. Dette er relevant ved generaliseringen af den betalingsvillighed man afdækker for det konkrete studie til at gælde generelt for hele landet (se også afsnit 0).

I forlængelse heraf kan det ligeledes mere hensigtsmæssigt nærmere at undersøge hvorvidt betalingsvilligheden udtrykt som DKK pr. dB pr. år er konstant eller det snarere er husprisreduktionen i % når omkostningen i procent varierer og der antages ingen indkomsteffekt. For at afdække dette kan man gennemføre en HP undersøgelse hvor man estimerer på den beregnede betalingsvillighed udtrykt i DKK pr. år (som funktion af omkostningen i procent) i stedet for direkte på husprisreduktionen i %.

C.4.3 Fokus på sundhedsomkostninger

Denne analyse resulterer i at enhedsprisen for genevirkningerne af vejstøj reduceres betydeligt. I den samlede enhedspris for vejstøj er betydningen af enhedsprisen for sundhedsomkostningerne fra vejstøj således steget markant. Hvor sundhedsomkostningerne tidligere udgjorde ca. 40% af de samlede omkostninger (Vejstøjstrategien) udgør de nu hele 75%.

Sundhedsomkostningerne er baseret på pionerarbejde for vurdering af de sundhedsmæssige omkostninger knyttet til sygdomseffekter baseret på sammenhængen mellem støjeksponering og effekt (sundhedsskade), også kaldet dose-response funktionen, jfr. bilag 1. Det vurderes at estimatet er forbundet med betydelig usikkerhed.

Set i dette lys bør den fremtidige indsats med at forbedre værdisætningen af vejstøj prioritere betydelige ressourcer på at forbedre estimatet for sundhedsomkostningerne.

C.4.4 Banestøj

Denne analyse fokuserer - som tidligere studier - udelukkende på omkostningerne ved vejstøj. I dag benytter man på baneområdet enhedsprisen for vejstøj fra Trafikøkonomiske enhedspriser (TRØK), idet man ved SBT beregningen korrigerer det målte støjniveau i dB(A) med -5 dB(A) for at afspejle at folk i mindre grad udtrykker at de føler sig generet af banestøj sammenligning med vejstøj med samme støjniveau.

Det anbefales at man i fremtiden gennemfører undersøgelser som forsøger at værdisætte støj fra banen direkte eller subsidiært at der gennemføres en undersøgelse af hvorvidt enhedsprisen for vejstøj som en rimelig approksimation kan anvendes ved banestøj.

C.4.5 Betalingsvilligheden fra andre end beboere

Det er således alene beboeres individuelle betalingsvillighed, som er repræsenteret i enhedsprisen for støj, idet HP og CV studierne udelukkende søger at afdække beboernes betalingsvillighed for at støjen ved deres bopæl dæmpes. Det betyder at eksempelvis betalingsvilligheden for personer som færdes i naturen, færdes i trafikken eller arbejder på støjramte arbejdspladser ikke er inkluderet i estimatet.

Der kan argumenteres for at beboernes betalingsvillighed udgøre langt den største del af den samlede betalingsvillighed, men der mangler undersøgelser som kan underbygge hvorvidt dette reelt er tilfældet eller ej.

C.5 Litteratur

Thomas Bue Bjørner, Jacob Kronbak, Thomas Lundhede, 2003: *Valuation of Noise Reduction - Comparing results from hedonic pricing and contingent valuation*, SØM nr. 51, 2003.

Banestyrelsen, 1998: *Vurdering af støjomkostninger ved banetransport - København - Ringsted*, COWI for Banestyrelsen, november 1998.

Mogens Fosgerau og Thomas Bue Bjørner, 2004: *Joint models for noise annoyance and WTP for road noise reduction*, research paper, 2004.

Jens Lunde og Anders Hvidt, 1999: *Privatøkonomiske konsekvenser af bosætning forskellige steder i Hovedstadsregionen og boligpolitikens og skattereglers betydning for dette*, fra SBI rapport 315: "Boligmarkedet i Øresundsregionen", 1999.

Miljøstyrelsen, 2003a: *Hvad koster støj?*, miljøprojekt nr. 795, 2003.

Miljøstyrelsen, 2003b: *Forslag til strategi for begrænsning af vejtrafikstøj*, Vejstøjgruppen, 2003.

Miljøstyrelsen, 2003c: *Strategi for begrænsning af vejtrafikstøj - Delrapport 1, tekniske aspekter*, COWI, 2003.

Miljøstyrelsen, 2003d: *Strategi for begrænsning af vejtrafikstøj - Delrapport 2, støj, gener og sundhed*, COWI, AMI og Muusmann, 2003.

Miljøstyrelsen, 2003e: *Strategi for begrænsning af vejtrafikstøj - Delrapport 3, virkemidler og samfundsøkonomiske beregninger*, COWI, AMI og Muusmann, 2003.

Trafikministeriet og Miljøstyrelsen: *Begrænsning af trafikstøj*, COWI for Trafikministeriet og Miljøstyrelsen, Miljønyt nr. 30. 1998.

Vejdirektoratet, 1998: *Vejtrafik og støj - en grundbog*. Rapport nr. 146. 1998.

Vejdirektoratet, 1989: *Støjens syn ved nye vejanlæg*, rapport 2:31, 1989.

Bilag 1 Sundhedsomkostninger

Baseret på oplysninger fra bl.a. WHO⁴⁷ har man i mange år haft en stærk formodning om, at trafikstøj kan medføre sundhedsskader i form af hovedpine, forøget blodtryk, forøget risiko for hjerte/karsygdomme, hormonelle påvirkninger, stress og søvnproblemer. Den seneste forskning bekræfter nu at støjeksponering bl.a. medfører øget risiko for hjertekarsygdomme og forhøjet blodtryk. Støj er derfor forbundet med omkostninger som følge af sundhedsskader.

Omkostningerne består dels af direkte sundhedsmæssige udgifter til behandling i sundhedsvæsenet, dels af velfærdstab i form af reducerede leveår og fravær fra arbejdsmarkedet i forbindelse med sygdommen.

Hidtil har der ikke i dansk sammenhæng foreligget vurderinger af de sundhedsmæssige omkostninger knyttet til de nævnte sygdomseffekter baseret på sammenhængen mellem støjeksponering og effekt (sundhedsskade), også kaldet dose-response funktionen. De sundhedsmæssige omkostninger har derfor hidtil kun været meget overslagsmæssigt anslået som 50 % af geneomkostningerne i den officielle enhedspris for støj (Vejdirektorats Trafikøkonomiske Enhedspriser).

I forbindelse med udarbejdelsen af den nationale Vejstøjstrategi (Miljøstyrelsen, 2003b) er der imidlertid gennemført en baggrundsundersøgelse, som har givet et første bud på omfanget af de sundhedsmæssige konsekvenser. Resultatet af dette arbejde må betegnes som state-of-the-art viden på området og er derfor lagt til grund for vurderingen af de sundhedsmæssige omkostninger i dette projekt. Undersøgelsen er ganske kort resumeret nedenfor med fokus på resultatet. For en mere omfattende beskrivelse henvises til Miljøstyrelsen, 2003d.

Støj, gener og sundhed

Formålet med baggrundsundersøgelsen var at tilvejebringe et overblik over de sundhedsmæssige konsekvenser af vejtrafikstøj samt at give en konkret vurdering af de sundhedsmæssige omkostninger. I undersøgelse er de sundhedsmæs-

⁴⁷ WHO: Guidelines for Community Noise, 2000

sige omkostninger i forbindelse med hjertekarsygdomme og forhøjet blodtryk forbundet med vejstøj opgjort. For disse to sygdomme er der dokumenteret statistisk signifikante risikoforøgelse ved eksponering for vejstøj.

Med udgangspunkt i den foreliggende viden er det forsigtigt anslået, at i størrelsesordenen 800-2.200 personer årligt rammes af hjertekarsygdomme eller forhøjet blodtryk som følge af trafikstøj. Overføres samme risiko på antallet af dødsfald, skønnes i størrelsesordenen 200-500 personer årligt at dø tidligere end ellers som følge af vejstøjrelaterede sygdomme.

Den konkrete vurdering af de sundhedsmæssige omkostninger omfatter øgede udgifter til sygehuse, sundheds- og socialvæsen og det øvrige behandlersystem samt omkostninger i forbindelse med sygefravær og dødsfald. De sundhedsmæssige omkostninger i sundhedssektoren er anslået til i størrelsesordenen 40-100 mio. DKK årligt, mens omkostningerne ved dødsfald og sygefravær er anslået til i størrelsesordenen 1.800-5.100 mio. DKK årligt med den betalingsvillighedsbaserede opgørelse af produktionstab ved tabt liv. Det bedste estimat på de samlede sundhedsomkostninger er opgjort til ca. 3,4 mia. DKK årligt (prisniveau 2002). Nedre og øvre skøn udgør hhv. 1,8 mia. DKK og 5,1 mia. DKK

I undersøgelsen fremhæves det, at det foreliggende grundlag for at vurdere omkostningerne er relativt spinkelt, men det skønnes dog samtidig, at anvendelsen af det her udarbejdede skøn giver et bedre estimat end den hidtidige metode, hvor omkostningerne blot anslås til 50 % af geneomkostningerne.

Omregning til SBT

De samlede årlige sundhedsomkostninger skal relateres til en enhedspris pr. SBT. Dette er gjort i vejstøjstrategien ved at beregne det totale SBT for alle boliger belastet med støj over 55 dB, idet de sundhedsmæssige effekter netop er estimeret for personer estimeret for støj over dette niveau.

Det totale SBT for alle boliger over 55 dB er beregnet for den totale fordeling af støjbelastede boliger i år 2001. Det totale SBT er beregnet til knap 159.000 for boliger med støj over 55 dB. På denne baggrund er den samfundsøkonomiske enhedspris for sundhedsskader som følge af vejstøj opgjort til 21.250 DKK/SBT for estimatet baseret på betalingsvillighed. Nedre og øvre skøn udgør hhv. 11.300 DKK/SBT og 32.100 DKK/SBT.

Det skal indskydes, at når sundhedsomkostningen udtrykkes pr. SBT overføres den bagvedliggende sammenhæng mellem støjniveau og gene til sundhed. Det kan diskuteres hvorvidt dette er hensigtsmæssigt, fordi dette ikke nødvendigvis afspejler sammenhængen mellem støjniveau og forhøjet risiko for sygdom.

Ved at dividere med SBT fås imidlertid et udtryk, som relativt til den samlede vejstøj er korrekt, men hvis SBT sammenhængen ikke gælder, vil man ikke nødvendigvis repræsentere værdien for de enkelte støjniveauer korrekt. Af Miljøstyrelsen, 2003d (side 35) fremgår det dog, at der er en svag eksponentiel sammenhæng mellem støjniveau og relativ risiko (ligesom SBT sammenhængen er eksponentiel).