

Chapter 11 Overall Results and Concluding Remarks

The European Community has issued environmental legislation since the 1970s. Without a clear legal basis in early times of European environmental policy making, this was frequently justified by competitive reasons, more precisely the need to level out the playing field for economic actors throughout the Community. With the environment becoming a more important field of European policy making, the legal foundations for this policy sector evolved, resulting in a clear legal basis and formal competence for a European environmental policy introduced under the Single European Act in 1986, and in the protection of the environment and human health becoming an objective in itself. European environmental policy making was further strengthened under the Maastricht Treaty which came into force in 1993 and, most importantly in the context of this thesis, introduced subsidiarity as a general guiding principle for European policy making. In parallel with the importance of environmental legislation in European policy making, the European Commission became increasingly concerned about the policy's actual implementation in practice.

We demonstrated in chapter 2 that this institution adopts a top-down view of a policy process; starting with a policy decision at the European level and successively reaching the target group in a hierarchical mode, and views implementation as primarily consisting of monitoring and enforcement. We argued that this view might *a priori* be adequate where European environmental policy making consists of regulations, directly applicable and binding in their entirety, or of highly centralised directives, setting detailed targets to be met by the regulated agent and foreseeing hardly any discretion on a Member State level. But it seems less appropriate where the policy consists of rather decentralised Directives, defining only overall country targets or a general framework and leaving the means to reach the targets or even the specification of objectives to the Member State level. We therefore suggested that the dividing line between the role of the Community and the Member State level in policy making, depends in practice on the degree of centralisation of the policy decision, i.e. it varies with the degree of discretion foreseen by a Directive as does the scope of what the implementation comprises. We furthermore suggested that there exists a second source of discretion to Member States: countries may try to introduce unforeseen discretion by changing the initial policy objectives during the implementation step. Where European environmental policies define minimum standards, and countries weaken these during implementation, such unforeseen flexibility will result in an implementation gap, namely a discrepancy between the policy objectives and their application on the ground.

We argued that an important question in this context is that of the optimal level of discretion, or put differently, the efficient allocation of decision making power between the European and the Member State levels. And indeed, the European Community aims at an efficient vertical allocation of policy making tasks between the European and national level. This is laid down in the subsidiarity principle, which establishes that the Community shall take action only if and insofar as the objectives of the proposed action cannot be sufficiently achieved by the Member State level and can, for reasons of the scale or effects of the proposed action, be better achieved by the Community. This allowed us to confront the legal point of view the European Commission adopts towards implementation, according to which any implementation gap is undesirable, with an alternative, efficiency based view. Our somewhat provocative suggestion was that an implementation gap is necessarily inefficient only where the initial policy is efficient. However, if the European Community adopts highly centralised policies to deal with problems for which the subsidiarity principle suggests that decentralised policy making is preferable, the allocation of tasks between the central and decentralised policy levels is not efficient. The introduction of unforeseen discretion may then theoretically be efficient, provided the implementation gap actually reduces the inefficiencies of the policy and does not increase them.

We additionally provided theoretical evidence for the potential efficiency of implementation gaps drawn from normative economic theory in chapter 8. In an application of Becker's (1968) approach to the environment, we showed in a simple modelling exercise two ways in which an implementation gap can improve the efficiency of a policy. Firstly, where policy makers fail to take into account monitoring and enforcement costs, resulting in a policy that is too strict, imperfect compliance can restore *ex post* the efficiency of the policy by reducing the strictness of the standard. This result is particularly relevant with respect to EU Directives. Indeed, political science scholars, whose literature was reviewed in chapter 3, have argued that because EU policy makers are not at all involved in enforcement they are more inclined than others to neglect monitoring and enforcement costs. Secondly, our simple model established how the uniform enforcement of an inefficiently uniform regulatory standard can lead to a cost-effectively differentiated implementation gap. This is relevant to EU policy making as well, given that the environmental federalism literature, studied in chapter 4, establishes that higher policy making levels are more likely to enact over-uniform standards. Therefore, while under the primarily legal perspective of the European Commission any non-compliance with policy objectives is bad *per se*, from a normative economic point of view an implementation gap can well be efficient or cost-effective.

This is the empirical background and theoretical evidence for our two working hypotheses which we applied to, and which framed and guided our assessment of, the Council Directive of 21 June 1989 on the reduction of air pollution from existing municipal waste-incineration plants (89/429/EEC) and its implementation in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom. The discussion and concluding remarks below give a general picture of the results from this analysis, structured around the questions underlying our working hypotheses: Was the implementation of the Directive restricted to monitoring and enforcement (section 1)? Was the Directive an efficient policy (section 2)? If yes, the occurrence of an implementation gap would be inefficient. But if the policy was not efficient, has implementation reduced the inefficiencies included in this policy (section 3)?

1 Empirical evidence on implementation being more than enforcement

In this thesis we studied the case of a highly centralised Directive. *A priori* restricting the discretion at the local level to the choice between a limited number of abatement technologies capable of meeting the Directive's requirements and plant closure, we had expected that this type of Directive could support the Commission's definition of implementation.

The empirical analysis in chapter 7, however, has shown that even in this case implementation was not restricted to monitoring and enforcement and that it did not only take place in a top-down way. Indeed, heterogeneous local context factors and, most importantly, various policy interactions with environmental and non-environmental policies originating both from the European and the national level strongly affected policy outcomes and resulted in adjustments being made and decisions being taken at the national level that were not foreseen.

In France, various policy interactions during the 1990s affected the viability of investment decisions by creating policy uncertainty which led to delays in compliance. Compliance decisions of large incinerators were strongly affected by the adoption of a new waste law in 1992 which changed the hierarchy of municipal waste treatment modes; by debates about regulatory requirements for the treatment of off-gas cleaning residues which affected the superiority of specific alternative technologies for the abatement of atmospheric emissions; by the discussions about a new European incineration Directive which created uncertainty over future regulatory standards; and by renewed changes in the French waste policy when the Ministry of the Environment demanded a revision of waste plans to increase the relative proportion of recycling over incineration. In terms of policy interactions relevant to the compliance decisions of small waste incinerators, it was especially the French waste policy cutting off landfill as a municipal waste treatment

alternative which brought the predominantly small municipalities operating these plants into difficulties as no short term treatment alternatives were available and municipalities frequently lacked the financial resources to upgrade their plants.

Interactions both with environmental and non-environmental policies also marked implementation in the UK. While interactions with national Treasury policy, effectively restricting local budget spending throughout the 1980s and most of the 1990s, rendered the financing of an upgrade for the majority of the UK's old and technically outdated incinerators impossible, interactions with national energy policy significantly improved the financial viability of the four 'existing' municipal waste incinerators equipped with energy recovery technology. In fact, the Non-Fossil Fuel Obligation required public electricity suppliers to purchase specified capacity generated from non-fossil fuel sources, on long term contracts at premium prices. This resulted in the upgrade of only the four UK waste-to-energy plants and in the closure of the remaining 33 'existing' municipal waste incinerators. The latter strategy was made possible by a further policy interaction - or rather the absence of a coherent waste policy in the early 1990s- which allowed the local authorities to marginalise municipal waste incineration from 'existing' plant and to transfer the waste to the relatively cheap and abundant capacity of landfill, an option not available in France, nor in Germany and the Netherlands.

In the remaining two countries, Germany and the Netherlands, policy interactions resulted primarily from the fact that these countries had strict pre-existing regulation and co-implemented stricter national requirements in parallel with the EU Directive while at the same time defining a priority of incineration over landfill.

The heterogeneity of local context factors and the multiple policy interactions resulted in distinct compliance paths across the countries studied and suggest a revised definition of implementation. Implementation of environmental policy in the European context should rather be viewed as suggested by the IMPOL project: as part of a complex patchwork of dynamic interactions across a multi-levelled and multi-centred policy system, where the prevalence of policy interactions is an inevitable by-product of complex policy systems which are both vertically (territorial differentiation) and horizontally (functional differentiation) differentiated (cf. Glachant, 2001:182). This makes the case for not over-emphasising, and not restricting the view to, the role of enforcement in implementation.

It does however not justify neglecting enforcement either. As an expected result of our analysis, monitoring and enforcement were shown to generally have been in line with the overall observed compliance outcomes and they were an important factor in reaching environmental objectives. These variables themselves, however, were not sufficient to explain the outcomes in isolation. Being endogenous variables, they were influenced by the degree of autonomy and scope of regulatory authorities, and by public and political awareness of environmental and health risks.

2 Results suggesting that the Directive was subject to inefficiencies

The discussion in chapter 3 suggested that in a European context the feature from which inefficiencies in a policy can arise is often the heterogeneity of national situations, which are difficult to account for by one common policy. Related to this, we suggested two approaches to studying the efficiency of the EU Directive: an indirect approach, taking as a starting point the subsidiarity principle which deals with the efficient allocation of decision making tasks between the European and the national levels, in order to study whether, from an economic efficiency point of view, it was justified to adopt a policy to reduce the emissions from municipal waste incinerators at the *European* level. And a direct approach which focuses on the Directive's contents, i.e. the objectives it defined, in order to assess whether the policy objectives were sufficiently differentiated to take account of the heterogeneity of contexts found at a national level.

From an economic efficiency point of view there was insufficient justification for adopting a policy to reduce the emissions from municipal waste incinerators at the European level

Adopting an economic view to analyse whether the Directive was an efficient policy decision, we used criteria for the efficient allocation of policy-decisions between central and decentralised policy levels formulated by two strands of economic literature which have as their objective the analysis of optimal government levels for policy making: the environmental federalism literature and the literature on strategic environmental policy making.

Theoretical results from the environmental federalism literature, reviewed in chapter 4, point to the fact that the European policy could only be justified if there were cost-savings from centralised regulation in the form of economies of scale or if the externalities caused by municipal waste incinerators were transboundary and affected the majority of the European Member States. In this case some centralisation of policy making would be needed to internalise these inter-jurisdictional externalities from transboundary pollution, because the national decision makers would not take into account the preferences of the neighbouring country affected by the pollution spilling over. Opposite to this, wherever pollutants have only local effects, and there is no evidence of a race-to-the-bottom, the environmental federalism literature suggests decentralised policy making, because centralised policy making would lead to solutions less tailored to local preferences. The issue here clearly is about trading-off the gains from centralisation against the costs from imposing less differentiated policies upon heterogeneous groups. Additional justification for centralised policy making, even where local pollution is at stake, is provided by the strategic environmental policy making literature. Applied to the case of the municipal waste incineration Directive, the justification for centralised policy making would require that the markets for waste incineration were international and that differing costs entailed by heterogeneous domestic municipal waste incineration regulations caused distortions to European competition. In this case, governments of countries sufficiently large to affect the terms of trade might wilfully distort competition by strategically setting municipal waste incineration regulations that diverge from optimal standards to enhance the market situation of domestic firms. Centralised policy making would then be required to prevent destructive interjurisdictional competition, leading to environmental dumping.

Empirical evidence suggested that these considerations could only provide limited justification for the 1989 Directive. Firstly, even if the assessment of spatial effects of a number of airborne pollutants covered by the Directive has changed since, under the pollutants' assessment during the early 1990s it regulated predominantly local pollutants. Therefore, under the prescriptions from the environmental federalism literature, European central policy making for the concerned pollutant package, for practical reasons generally tending to some degree towards harmonisation, was not justified. Secondly, the concern over a race-to-the bottom is not relevant in the case of municipal waste incineration: the establishment of such installations is the result of public waste planning in relation to the required waste disposal capacities and there is hence no reason why specific regions or countries would attempt to attract all waste incinerators to their jurisdiction. Thirdly, both the level of transport costs and European as well as national regulations and institutional constraints limiting the shipping of waste for disposal to the local level explain why municipal waste incineration markets are predominantly local. Therefore, market distortions could not justify the European policy either. There were also no indications that the impact of different waste incineration costs on production costs of those industrial waste producers whose waste can be incinerated together with municipal waste led to distortions of product markets. More generally, there is no evidence of environmental dumping with respect to the regulation of atmospheric emissions from municipal waste incineration. Countries applied standards that differed in strictness both before and after the adoption of the Directive's minimum standards. And in some cases,

such as Germany and the Netherlands, domestic standards in fact exceeded the strictness of the European ones.

The policy objectives were not sufficiently differentiated to take account of heterogeneous national situations

The second approach to assessing the efficiency of the Directive focused on the objectives defined by this policy. Being able to only apply very general efficiency related considerations, the analysis in chapter 5 dealt primarily with the Directive's cost-effectiveness properties, i.e. with the question of whether the standard differentiation was sufficient to take account of heterogeneous national situations and to allow for a cost-effective allocation of abatement effort across pollution sources.

The classical command-and-control regulation of the Directive, with only a limited differentiation of standards according to some broad plant characteristics, has been criticised by economists for failing to equalise marginal abatement costs across pollution sources by tending towards uniform objectives. While not questioning this assessment in general, we argued that, in practice, the detrimental effects of homogeneous standards on cost-effectiveness depend on the characteristics of the regulated community: the more homogenous the abatement costs of the regulated firms are, the smaller the losses in cost effectiveness. What counts in the end for the cost-effectiveness of the Directive is therefore its standard differentiation relative to the cost characteristics of the pollution sources regulated at the time this policy was issued.

Overall, the results of an analysis of the efficiency of the Directive's contents are coherent with those of the analysis of the efficiency of the policy-decision making level. While the criteria according to which the Directive's standards were differentiated are in line with cost-effectiveness, and even with efficiency considerations, the Directive's standards were too homogeneous to equalise marginal abatement costs across polluting sources. The necessary condition for the potential efficiency of an implementation gap was thus met. This finding also supports our claim that inefficiencies in the level at which the policy decision was taken cause inefficiencies in the policy's contents.

In more detail, we showed that the differentiation of the Directive's standards according to some large capacity classes (with stricter emission limits for larger plant) goes in a cost-effective direction as abatement is subject to economies of scale. We additionally argued that the setting of weaker standards for smaller plants can be justified by benefit considerations with respect to emission reductions in rural as opposed to urban areas. The external costs caused by emissions are likely to be lower in rural areas, where the population density is low, than in highly populated urban areas. Given that small incinerators are predominantly found in rural areas, the standard differentiation according to plant size appears as efficient. Coming back to the Directive's cost-effectiveness properties, the differentiation between compliance deadlines for 'new' as opposed to 'existing' municipal waste incinerators (immediate compliance deadline for new plant, 6 to 10 years' time for upgrading existing plant) is also in line with cost-effectiveness considerations. It takes account of the remaining life-span of incinerators and therefore leaves 'existing' plant some flexibility for the timing of necessary abatement investment or the phasing out of operations.

Our set of indirect cost indicators furthermore enabled us to gain indications of differences in the aggregate abatement cost between France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom, on each country's potential for cost savings through a cost-effective allocation of abatement effort across plant, and thus on the degree to which the Directive's limited standard differentiation matched with the characteristics of the national incinerator parks. As a result, the Directive's limited differentiation was indeed shown to be less detrimental for some countries than for others. Focusing on the capacity indicator we found that France was clearly in a disadvantageous position: with both high aggregate compliance costs and a high potential for cost-savings, cost-effectiveness in this country required highly differentiated policy objectives. In contrast, while overall compliance costs were also high in the UK, this country's potential for cost-savings was

clearly lower. Therefore, the limited differentiation of emission limit values was less detrimental to cost-effectiveness in the UK. The German case is more or less comparable to the UK's, with relatively lower aggregate costs but a similarly low potential for cost-savings. Finally, the Netherlands represent a case opposite to France. Here, overall compliance costs were relatively the lowest, but the heterogeneity of the plant park implied a high cost-saving potential. While a stronger differentiation of objectives in this country would have allowed an increase in the cost-effectiveness relative to the Directive's requirements, the overall detrimental effect of the Directive could be judged as relatively lower than in France, owing to the relatively low aggregate compliance costs.

3 Only limited support for implementation having reduced the inefficiencies included in the Directive

Two questions are relevant to judge the efficiency of implementation: whether the specific implementation outcomes diverged from the objectives set by the Directive and, if so, whether this reduced the inefficiencies of the initial policy. Answers to these questions were provided by our analysis of the cost-effectiveness of implementation outcomes relative to the Directive's objectives in chapter 6 and our study of the driving forces behind these outcomes in chapter 7. Additional quantitative evidence was provided in chapter 10 by an econometric study of the objectives followed by the incinerators and enforcers in France, the implementation case where enforcement of the 1989 EU Directive was incomplete and where an implementation gap occurred.

3.1 Evidence from a qualitative assessment of the cost-effectiveness of implementation paths

Note that the following two sub-sections focus specifically on the cost-side of compliance and enforcement. A more thorough judgement of the implementation outcomes also accounting for the results with respect to environmental compliance is provided in section 3.3.

Implementation has increased the cost-effectiveness in France and the UK

Being one of the countries for which the Directive's limited differentiation of standards was the most detrimental, in terms of cost-effectiveness, amongst the four countries studied, and being subject to high aggregate compliance costs, the formal transposition of the maximum flexibility allowed by the Directive into domestic regulation in France was justified by cost-effectiveness considerations. Also the introduction of further, unforeseen flexibility, by selective enforcement and an unforeseen extension of compliance deadlines by several years, seems justified from this point of view.

The study of driving factors behind late compliance and enforcement supports the suggestion that the chosen strategy aimed at reducing the policy's inefficiencies with respect to overall implementation costs. This became obvious when studying how this country dealt with policy interactions which were shown to have had a decisive impact on compliance decisions. As discussed above, multiple policy interactions with other environmental laws impinged upon the decisions whether to invest in abatement technology or to shut down incinerators by creating policy uncertainty which affected the viability of investment decisions, especially for large municipal waste incinerators. Given that investment decisions are generally irreversible, due to the high cost of modifying an implemented decision, a decision maker will generally prefer flexible choices in uncertain and irreversible situations. Furthermore, given that the only flexibility plant owners had was to wait until uncertainty would be reduced, the policy interactions resulted in a 'wait and see' strategy. This hampered investment and compliance decisions and resulted in late compliance of an important number of large municipal waste incinerators. This does, however, seem efficient in order to avoid costly investment that proves unviable with hindsight.

To some extent this holds also for the strategy adopted by small incinerators. With the French waste law cutting off landfill as a municipal waste treatment alternative, these plants -already being disadvantaged with respect to abatement costs owing to economies of scale prevalent in abatement technology, and the concerned municipalities frequently lacking the financial resources to upgrade their plants- had no short term treatment alternative. The municipalities hence opted for a reorganisation and coordination of waste treatment between neighbouring municipalities to create more economic incinerators of larger capacity. As this was only a medium- to long-term alternative, they frequently tried to keep operating their non-compliant plants, reportedly until the end of the plants' normal life span. This helped to bring the necessary investment closer in line with investment cycles while allowing development of more cost-effective alternatives.

We discussed in chapter 8 that regulatory strategies that take account of local preferences are frequently considered as efficient. Strictly speaking, they are only efficient provided these preferences also reflect local endowments. To some extent, regulatory decision making in France appears to have been driven by local considerations. Firstly, to the extent that the possibility to pass on the costs from abatement investment to households in the form of increased local taxes can be interpreted as the population's willingness to pay for environmental improvements, the mayors -heads of local governments and owners of the municipal waste incinerators- were shown to have taken local preferences into consideration when making compliance decisions. Frequently encountering opposition in passing on their investment costs to households, they weighed up between their political role of implementing national environmental policy and their more personal political concerns of gaining and keeping local political support by keeping taxes low and consequently did not always decide in favour of pollution abatement. Secondly, the French enforcers also seem to have acted in line with local preferences by applying formal enforcement steps only after the dioxin issue had become a central media issue in 1997 and public and political opinion shifted in favour of environmental improvements. However, enforcement seems to have also been hampered by enforcement institutions not only dealing with environmental policy issues but also being in charge of the economic development of their region or department, which explains why they frequently have decided in favour of industrial-economic concerns rather than in favour of the environment.

The result of a cost-effective implementation is even more obvious in the United Kingdom, the second country amongst the four studied where upgrading plant to the Directive's requirements would have implied significant costs. Again it is policy interactions that explain the specific compliance path chosen and which led to a cost-effective compliance result. Cost-effective implementation occurred despite the fact that the UK reduced the flexibility foreseen by the Directive in its national transposition by not differentiating standards according to plant size (at least not according to plant size existing in this country during the early 1990s). Particularly two policy interactions allowed compliance with the Directive's requirements while at the same time reducing implementation costs: the NFFO, which reduced the compliance cost for waste-to-energy plant and furthered their upgrade, and the availability of the landfill alternative, which allowed the replacement of outdated plants by this cheaper waste treatment option.

The standards implemented in Germany and the Netherlands were partly cost-effective but the influence of the Directive was restricted

In clear contrast to France, Germany and the Netherlands implemented domestic regulations that were even more homogeneous than the Directive's targets: Similar to the UK, these countries did not differentiate standards according to plant size. But what is more, Germany and the Netherlands also reduced the time-span available to incinerators until compliance was required. They therefore did not only implement stricter national requirements in parallel with the EU Directive but also reduced the available flexibility to apply differentiated emission limit values and compliance deadlines, which was in line with discretion foreseen by the Directive.

Given Germany's low potential for cost-savings, and also its lower overall compliance costs, this homogenous approach was clearly less detrimental in terms of cost-effectiveness than it would have been, for example, for France. In the Netherlands, however, the cost-saving potential was important. The only possibility to regain some cost-effectiveness here consisted in closing down predominantly the smaller (and older) incinerators, and upgrading the relatively larger (and newer) plants. This solution was actually applied. One can however assume that in both countries the implementation of strict domestic legislation was in line with local preferences which created a specifically advantageous context for compliance. High public and political concern over health and environmental hazards from waste incineration and administrative blocking tactics by the public endangered the viability of municipal waste incineration as waste treatment option. Sufficiently strict regulation and compliance with the related environmental standards was seen as the sole possibility to regain public acceptance of this waste treatment option both by the operators of the waste incinerators and the government. From the operator side the acceptance of strict regulation was further facilitated by the fact that they did not encounter any difficulty in passing through incineration cost increases, resulting from investment in abatement technology, to private households. The fact that there was no strong opposition to the rising local taxes supports the assumption of the public's preferences for a cleaner environment.

Additionally, monitoring and enforcement appear to have been cost-effective. Systematic enforcement was clearly facilitated by an overall low number of 'existing' municipal waste incinerators both in North-Rhine Westphalia (Germany) and the Netherlands. Moreover, monitoring was to a large extent performed by an automated system, which did not only monitor but also processed the data to the monitoring authorities automatically by telemetric transfer. In these two countries, non-compliance could thus hardly pass undetected, and a high deterrence of non-compliance could be provided at relatively low administrative cost.

While in Germany the implementation of homogeneous standards can be considered as rather cost-effective, the picture is more mitigated in the Netherlands. However, it is not obvious how to assess the cost-effectiveness of these countries' compliance paths with respect to the Directive's efficiency properties. Indeed, in both cases the Directive itself was not the major driver in reaching the environmental objectives. Strict pre-existing regulation and the co-implementation of stricter domestic regulation together with the Directive explain at least as much the outcomes in Germany and the Netherlands.

3.2 Evidence from an econometric assessment of the French compliance path

Support for our hypothesis, that an implementation gap can potentially enhance the efficiency of an inefficient policy, was also provided by a review of empirical econometric studies in chapter 9. It also underlined that whether or not an implementation gap can be efficient depends on how local discretion is used. Indications that enforcers target regulated firms according to characteristics which are in line with efficiency considerations, for example by focusing on damage related to non-compliance, were found in practically all econometric studies reviewed. To the extent that enforcers behave in this way we argued that implementation outcomes tend towards efficiency, and might sometimes even enhance efficiency relative to a policy's objectives. However, it was also shown that enforcers hardly ever follow unbiased objectives when enforcing regulation. Instead, the majority of enforcers were found to also act according to personal-political considerations and to react to potential political pressures. Finally, to a certain extent there were also indications of enforcers targeting high cost plants which is rather in line with compliance maximisation. To the extent that such a strategy targets non-compliant plants irrespective of costs and benefits of enforcement, it is clearly not efficient.

The finding of a variety of alternative objectives determining enforcer behaviour in other econometric studies pointed to the importance of covering a large set of explanatory variables, including political ones, to allow for a test of alternative behavioural patterns when studying enforcement in France. Given, however, that the regulated actors in our

case were not the generally studied private firms but instead public firms owned by political actors (mayors), we suggested that political variables should also be considered when investigating the objectives that drove compliance behaviour.

As an interesting finding it was shown that French municipal waste incinerators, despite being public utilities owned by a political actor, made compliance decisions largely in line with a cost-minimising behaviour. Indeed, compliance tended to increase, and to occur earlier, with the size of incinerators and the length of the remaining life span for abatement investment. However, we also found significant results for one political variable tested: the 'greenness' of the municipality government by which the incinerators were owned had an impact on early compliance. We interpreted this as indication that mayors in municipalities with an environmentally aware constituency considered it more favourable to invest in abatement equipment than to keep local taxes low. To the extent that the political variable reflects local preferences, the plants' behaviour can be considered as being in line with efficiency considerations. This finding also complements a further result from the qualitative analysis in chapter 7: that municipalities with constituencies that preferred lower taxes over environmental improvements frequently delayed investment. As one counter-intuitive result with respect to compliance behaviour, and which is not directly reconcilable with efficiency, we found that newer plants were more likely to close down than older plants.

Finally, we investigated differences in the behaviour of private and public plant operators which constitutes a difference to other studies that investigate public versus private ownership status. Recall that private operator status is not the same as privatisation. All municipal waste incinerators were owned by local municipalities, where some delegated the services to private operators. Our study might suggest that private and public operators behaved similarly, which is not completely implausible because the mayor as owner always had the final decision about abatement investment and compliance. For the same reason, we could not study whether enforcers are maybe more reluctant to apply strict enforcement measures towards public than towards private plants.

Unlike other econometric studies on compliance and enforcement ours focused on initial compliance. This had one major implication for enforcer activity: a theoretical result from chapter 8 suggested that it was not so much monitoring that was at stake, the non-/compliance status of plants was perfectly known to the local enforcers. Insofar it was the deterrence effect of penalties that counted for reaching compliance. Overall, the econometric study did not yield strong results with respect to the enforcers' objective functions, which is largely explained by an insufficient number of enforcement observations in the sample. For the same reason, we also encountered problems in reaching significant results over two-stage estimation, necessary to determine the interdependence of compliance and enforcement decisions. Consequently, caution is necessary when interpreting the results of the more naïve models, because these are at risk of being biased. One counter-intuitive result is however worth mentioning: the fact that enforcers seem to target rather older plants, which were less likely to comply. This strategy comes closer to one following compliance maximisation than efficiency objectives, except if it could be proven that these older plants are causing disproportional environmental damage.

While the economic study did not yield strong results with respect to the French enforcer's behaviour, compliance decisions of the regulated agent were found to largely have been in line with cost-effectiveness considerations. In this respect the econometric study backs the findings of the qualitative assessment with respect to the cost-effectiveness of the Directive's implementation in France.

3.3 Implementation has partly increased cost-effectiveness but not necessarily efficiency

One can conclude that at least in three out of four cases studied here the actual implementation paths were adapted to the countries' plant park cost characteristics. What is more, in France and in the UK implementation partly reduced the inefficiencies included in the Directive by these countries implementing more cost-effective solutions. But while the UK managed to reconcile cost-effective implementation with environmental compliance, France reduced the Directive's cost-ineffectiveness by introducing unforeseen discretion, resulting temporarily in an implementation gap. We have therefore shown that an implementation gap, considered as undesirable from a legal point of view, can be cost-effective from an economic point of view.

It is outside the scope of this thesis to solve the trade-off between cost-effectiveness and potentially lower benefits from the compliance solution implemented. This implies that we can not finally assess whether the implementation path adopted by the UK has increased the efficiency of the Directive. Indeed, the landfill solution may possibly have been more damaging than alternative incineration using modern abatement technology. Efficiency then depends on the balance between the cost-reductions achieved through cost-effective implementation and potential cost increases in the form of increased environmental damage. The same holds for France, the only country amongst the four studied where an implementation gap occurred. While this implementation path has partly reduced the Directive's cost-ineffectiveness, it is possible that these cost gains have been over-compensated by higher damage resulting from emissions from non-compliant incinerators.

4 Concluding remarks and open issues

A number of further issues arise from the analysis undertaken in this thesis and its results open several questions relevant to efficient and effective European environmental policy making.

4.1 *Ex ante* or *ex post* flexibility to cope with national heterogeneity and unexpected policy interactions?

Two general findings of the thesis call for flexibility and a decentralisation of decision making power to the Member State level. Firstly, local context factors were shown to deeply affect the overall costs of implementing a European policy: the allocation of compliance costs across different pollution sources as well as the costs for enforcers. With this they also impact on the efficiency of the specific compliance decisions. It is worth recalling that the empirical case studies showed that context factors were not only heterogeneous across, but also within different European countries. The relevant issue is thus to devise both environmental policies and implementation procedures that fit the particular context. As far as the objective of a cost-effective allocation of overall control costs is concerned, attainable through properly taking into account local conditions -and to the extent that spill-over effects of pollutants and competition concerns do not call for central and harmonised policy making policy- recommendations of economic theory are unambiguous. They suggest that decisions should in principle be left to the national level or even be further decentralised to a local level.

Secondly, we suggested in our revised definition of implementation that a primary focus on monitoring and enforcement of every implementation step is not adapted where interactions with parallel policies occur. The policy interactions that influenced the compliance decisions in the empirical case studies, frequently, were not predictable at the time the EU Directive was adopted. They were hence not anticipated by the European legislation and required adaptations during the implementation stage. In the case studies there are examples of positive policy interactions, such as the NFFO facilitating the upgrade of energy-to-waste plant in the UK, but also of negative policy interactions, specifically those environmental policies creating uncertainty in the French implementation process and resulting in plants adopting a 'wait and see' strategy. All the

parallel policies clearly had an effect on costs, creating opportunities where the impacts were positive or additional constraints where impacts were negative. The central issue then is again to provide for an implementation context that is able to adjust at low cost, which implies suggestions not only for a flexible policy design but also for flexibility in implementation.

But how should national discretion and flexibility be reached? We showed that there exist generally two forms of flexibility for the national level: *ex ante* discretion, foreseen by a centrally determined policy, and *ex post* discretion, not foreseen but re-introduced by the countries during the implementation step. Is it preferable to create central level policies that leave a large room for discretion to the local level or rather to accept the reintroduction of some unforeseen discretion -potentially resulting in an implementation gap- during the implementation step?

While this question cannot be answered conclusively, the following considerations are possible: One major difference in *ex ante* as opposed to *ex post* flexibility consists in the respective decision maker. In the former case the policy objectives result from a European consensus, in the latter case they are decided by national regulators. If the environmental issue being regulated concerns pollution characterised by spill-over effects, *ex post* flexibility is likely to lead to problems, more specifically to national regulators not taking into account the externalities that domestic pollution sources cause in neighbouring countries when making policy decisions. In this case European policy making is necessary and one can argue that the European consensus should define the perimeter of flexibility left to the Member States *ex ante*. As a second difference, compared to the European level, the national decision maker is better informed about the local situation and hence better placed to achieve results adapted to the local level. This calls for *ex ante* flexibility with respect to the correct allocation of overall abatement efforts between polluting sources. A third major difference consists in the timing of decisions. Even if the decision on the perimeter of flexibility left to national decision making is correctly chosen *ex ante*, unexpected changes may result in these decisions no longer being efficient from an *ex post* view. This could justify *ex post* flexibility: firstly, it will be easier for decentralised systems to adjust when unexpected changes occur than for a central (European) level to review the whole system. Secondly, unanticipated changes or policy interactions frequently occur at a Member State level and not in all countries at the same time (cf. Glachant 2001: 7-8 and 194-195).

4.2 Integration and coordination to better deal with policy interactions?

In the implementation cases studied here, parallel policies had negative impacts on compliance, especially in France. One could argue that policy uncertainty introduced by several parallel waste related policies in this country might have been avoided by a broadened scope of the European policy overcoming policy fragmentation. This would call for integrated environmental policies, to exploit synergies and avoid inconsistencies. Integration on a higher policy level also seems necessary where policy interaction with non-environmental policies occur and is in line with what the European Commission advocated in its fifth environmental action programme: to integrate, at an EU level, environmental and sectoral policies. This need for greater integration has begun to be recognised at the EU level also by the Amsterdam Treaty and ‘Cardiff’ process (see for example Kraemer, no date).

It is more ambiguous how to best counter un-anticipated policy interactions at a decentralised level. Focusing on cost-effectiveness of implementation, one may argue that un-anticipated policy interactions between different environmental policies, and between environmental and non-environmental policies, at a decentralised level could be avoided through horizontal coordination. To some extent such coordination between environmental and non-environmental policies should have been facilitated by the non-specialist enforcement agencies as found in France. These were responsible both for the enforcement of environmental requirements and for the economic development of their

region. However, this union of different objectives under one institution contributed to a drawback with respect to environmental effectiveness.

4.3 Multiple needs for information provision

Finally, and linked to the preceding discussions, the findings of our analysis suggest several reasons for increasing the level of information available on environmental policies and their implementation.

The first is related to necessary but unexpected policy changes. The political science literature subsumed under the ‘administrative fit’ approach (cf. for example Knill, 1997a) suggested that it was possible to predict the effectiveness of implementation based on a comparison of the fit between an EU policy’s requirements in terms of policy design and policy contents and the administrative structures in terms of regulatory approach, structure and style. This is to some extent contradicted by our finding of a prevalence of unforeseeable policy interactions, which suggests that actual implementation outcomes can easily diverge from predicted outcomes. Therefore, to understand how implementation processes unfold in practice and to allow for policy learning, it is important to undertake *ex post* analyses.¹ As suggested in Glachant (2000), their results should also be linked to those of *ex ante* cost-benefit analyses, as recently promoted by the European Commission in order to gain more experience in these exercises.

The need for such analysis in itself calls for more information being made available. It has become obvious in this thesis that an assessment of policies according to economic efficiency criteria becomes rather difficult in the presence of many externalities, market failures or transboundary pollution, primarily because of a lack in information on costs and local preferences. This underlines the usefulness of reporting requirements introduced in European directives, and suggests that these should be enlarged to a reporting of reasons for difficulties encountered during implementation and for decisions taken that diverge from the initial policy objectives.

The third reason is related to public and political awareness about environmental issues and their impact on compliance and enforcement decisions. Taking France as an example, enforcer behaviour was not static over time. It had been low while emissions from municipal waste incineration were not an issue of public concern, but once this concern had risen and environmental and health hazards had become an important media issue, formal enforcement steps were ultimately applied to all non-compliant plants. Together with the findings from the other three countries’ case studies this suggests that high public and political awareness of environmental and health hazards can facilitate implementation, by introducing additional incentives for enforcement and compliance, and by impacting on the public’s willingness to bear the costs of environmental improvements. This seems to be particularly important for compliance in the case of public utilities, frequently financing abatement investment through local taxes, while more empirical investigation is needed on the question whether enforcers behave differently towards private and public companies. All in all, this finding underlines the importance of reporting requirements in the Directives and of the public disclosure of monitoring data. It also highlights the need for appropriate public education and awareness-raising if pollution monitoring data is to be meaningful to the publics concerned. Where necessary, European measures to promote public education and information concerning such hazards should therefore form part of, or accompany, future EU and national policies.

¹ This is also in line with other political science approaches, which suggest taking a broader view of studying implementation and at concentrating on the processes relating to how and why which decisions are taken over time (cf. Smith, 2000).

Chapitre 11 Résultats généraux et remarques finales

La Communauté européenne produit de la législation environnementale depuis les années 1970. Manquant de bases juridiques bien définies à ses débuts, la politique environnementale européenne était fréquemment justifiée par des arguments relevant des règles de concurrence, plus précisément par le souci d'éviter des pratiques discriminatoires entre tous les acteurs économiques de la Communauté. A mesure que l'environnement a pris de l'importance dans la politique européenne, le droit européen de l'environnement s'est développé. Une base juridique claire et une compétence formelle pour la politique environnementale européenne ont été introduites par l'Acte Unique Européen en 1986, la protection de l'environnement et de la santé humaine devenant un objectif en soi. La politique environnementale européenne a été de nouveau renforcée par le Traité de Maastricht, entré en vigueur en 1993. Ce qui est important dans le contexte de cette thèse est que ce Traité a introduit la subsidiarité comme principe directeur général de la politique européenne. En parallèle avec l'importance grandissante de la législation environnementale, la Commission européenne s'est de plus en plus préoccupée de la mise en oeuvre de la politique en pratique.

Nous avons montré dans le chapitre 2 que la Commission adopte une approche '*top down*', le processus politique commençant par une décision politique au niveau européen et atteignant successivement le cible de la politique de façon hiérarchique, et qu'elle considère l'implémentation comme un ensemble de mesures de suivi et de contrôle pour l'essentiel. Nous avons argumenté que ce point de vue pourrait être *a priori* justifié lorsque la politique environnementale européenne se traduit par des règlements directement applicables et ayant un caractère obligatoire dans leur intégralité, ou par des directives fortement centralisées, qui prescrivent des objectifs détaillés à atteindre par l'acteur soumis à la réglementation et qui prévoient un pouvoir discrétionnaire limité au niveau de l'Etat membre. Mais ce point de vue semble moins approprié lorsque la politique consiste en des directives plutôt décentralisées, qui définissent uniquement des objectifs nationaux agrégés ou un cadre général, et qui laissent aux Etats membres le choix des moyens pour atteindre les objectifs, voire dans certains cas la spécification d'objectifs. Nous avons donc suggéré que la ligne de démarcation entre le rôle de la Communauté et celui des Etats membres dépend en pratique du degré de centralisation de la décision politique, c'est-à-dire qu'elle varie avec le degré de pouvoir discrétionnaire prévu par une Directive, ainsi que par la portée de l'implémentation. De plus, nous avons montré qu'il existe une deuxième source de pouvoir discrétionnaire pour les Etats membres : en changeant les objectifs politiques initiaux, les pays peuvent essayer d'introduire des marges de manœuvre non prévues au cours de l'implémentation. Lorsque des politiques environnementales européennes définissent des normes minimales, et lorsque les pays les affaiblissent pendant l'implémentation, cette flexibilité non prévue va induire un '*implementation gap*', à savoir un écart entre les objectifs annoncés de la politique et leur application sur le terrain.

Nous avons soutenu qu'une question importante dans ce contexte est celle du niveau optimal de pouvoir discrétionnaire, ou dit différemment, la répartition efficace de pouvoir décisionnel entre les niveaux européen et nationaux. Et en effet, la Communauté européenne vise une répartition verticale efficace de tâches politiques entre le niveau européen et le niveau des Etats membres. Cet objectif est inscrit dans le principe de subsidiarité, qui établit que la Communauté prendra des mesures seulement si et dans la mesure où les objectifs de l'action envisagée ne peuvent pas être réalisés de manière suffisante par les Etats membres et peuvent donc, en raison des dimensions ou des effets de l'action envisagée, être mieux réalisés au niveau communautaire. Ceci nous a permis de confronter le point de vue juridique qu'adopte la Commission européenne vis-à-vis de la mise en oeuvre, et selon lequel n'importe quel déficit d'implémentation est indésirable, avec un point de vue alternatif, basé sur l'efficacité. Notre proposition, qui peut être considérée comme un constat un peu provocateur, était qu'un '*implementation gap*' n'est inefficace que si la politique initiale est efficace. Cependant, lorsque la Communauté

européenne adopte une politique fortement centralisée pour traiter de problèmes pour lesquels le principe de subsidiarité suggère qu'une politique décentralisée est préférable, l'attribution de tâches entre les niveaux politiques central et décentralisés n'est pas efficace. L'introduction de pouvoir discrétionnaire non prévu peut se révéler théoriquement efficace, à condition que le déficit d'implémentation réduise les inefficacités de la politique et ne les augmente pas.

En outre, en nous fondant sur la théorie économique normative, nous avons apporté des arguments théoriques pour démontrer l'efficacité potentielle d'un '*implementation gap*' dans le chapitre 8. En appliquant l'approche de Becker (1968) à l'environnement, nous avons présenté, dans un exercice de modélisation simple, deux cas de figure qui illustrent comment un '*implementation gap*' peut améliorer l'efficacité d'une politique. Dans le premier cas, lorsque les décideurs ne prennent pas en compte les coûts administratifs de suivi et de contrôle, et lorsque, par conséquent, la politique qui en résulte est trop stricte, une mise en conformité imparfaite peut rétablir *ex post* l'efficacité de la politique en réduisant la sévérité de la norme. Ce résultat est particulièrement attendu en ce qui concerne les Directives européennes. En effet, les chercheurs en sciences politiques, dont la littérature a été passée en revue dans le chapitre 3, soutiennent que les décideurs de l'UE, n'étant pas du tout impliqués dans le suivi et le contrôle, sont plus enclins que d'autres à négliger les coûts de suivi et de contrôle. Dans le second cas de figure, notre modèle simple a permis de démontrer comment un suivi et un contrôle uniformes d'une norme uniforme et inefficace peuvent conduire à un '*implementation gap*' caractérisé par un bon rapport coût-efficacité. Ceci est également important pour la politique européenne, étant donné que la littérature du fédéralisme environnemental, étudiée dans le chapitre 4, établit que le risque de normes trop uniformes augmente avec le niveau de centralisation du pouvoir décisionnel qui les établit. Par conséquent, alors que dans la perspective principalement juridique de la Commission européenne, le non-respect d'objectifs politiques est mauvais *per se*, d'un point de vue économique normatif, un '*implementation gap*' peut être efficace ou du moins améliorer le rapport coût-efficacité.

Les éléments précédents constituent le contexte empirique et les constats théoriques sous-jacents aux deux hypothèses de travail qui ont encadré et guidé notre évaluation de la Directive du Conseil du 21 juin 1989 sur la réduction de la pollution atmosphérique d'incinérateurs des déchets municipaux 'existants' (89/429/CEE) et de sa mise en oeuvre en Allemagne, en France, aux Pays-Bas et au Royaume-Uni. La discussion et les remarques finales ci-dessous donnent un aperçu général des résultats de cette analyse, qui sont structurés autour des questions étant à la base de nos hypothèses de travail : La mise en oeuvre de la Directive, a-t-elle été limitée au contrôle et au suivi (section 1) ? La Directive, a-t-elle été une politique efficace (section 2) ? Si oui, l'existence d'un '*implementation gap*' serait une source d'inefficacité. Mais si la politique n'a pas été efficace, la mise en oeuvre, a-t-elle réduit les inefficacités que comportait cette politique (section 3) ?

1 L'implémentation est souvent plus que le suivi et le contrôle d'un point de vue empirique

Nous avons étudié, dans cette thèse, le cas d'une Directive fortement centralisée, limitant *a priori* le pouvoir discrétionnaire du niveau local au choix entre un nombre restreint de technologies de dépollution susceptibles de respecter les objectifs de la Directive et la fermeture d'installations. Nous nous attendions à ce que ce type de Directive puisse correspondre à la définition de la Commission sur la mise en oeuvre.

Cependant, l'analyse empirique, menée dans le chapitre 7, a montré que même dans ce cas, la mise en oeuvre ne s'est pas limitée aux seuls contrôle et suivi et qu'elle ne s'est pas déroulée uniquement selon une approche '*top-down*'. En effet, des facteurs liés à l'hétérogénéité des contextes locaux et, le plus important, des interactions diverses avec des politiques environnementales et non environnementales, ayant leur origine tant au niveau européen que national, ont fortement affecté les résultats politiques, conduisant à des réajustements et à des décisions non prévus au niveau national.

En France, pendant les années 1990, diverses interactions politiques ont eu un impact sur la viabilité des décisions d'investissement, en créant des incertitudes, ayant entraîné des retards dans la mise en conformité. Les décisions de mise en conformité des grands incinérateurs ont été fortement influencées par l'adoption d'une nouvelle loi française sur les déchets en 1992 qui a modifié la hiérarchie des modes de traitement des déchets municipaux ; par des débats sur les exigences régulatrices pour le traitement des résidus de fumée d'incinération d'ordures ménagères (REFIOM) qui ont eu un effet sur la supériorité de certaines technologies de réduction d'émissions atmosphériques par rapport à d'autres ; par les discussions d'une nouvelle Directive européenne sur l'incinération qui a créé une incertitude sur les futures normes régulatrices ; et par de nouveaux ajustements de la politique française des déchets lorsque le Ministère de l'Environnement a exigé une révision des plans départementaux d'élimination des déchets afin d'augmenter la proportion du recyclage relativement à celle de l'incinération. En termes d'interactions politiques qui ont eu une incidence sur les décisions de mise en conformité des petits incinérateurs de déchets, c'est plus spécifiquement la politique française des déchets qui a créé des difficultés pour les collectivités, généralement de petite taille, exploitant ces installations, en interdisant la mise en décharge comme alternative de traitement des déchets municipaux. Dans ces cas précis, aucune alternative de traitement des déchets n'était disponible à court terme, et bien souvent ces collectivités ne disposaient pas de ressources financières pour mettre à niveau leurs incinérateurs.

Des interactions avec des politiques tant environnementales que non environnementales ont également marqué la mise en oeuvre au Royaume-Uni. Tandis que des interactions avec la politique nationale du Ministère des Finances, limitant les dépenses budgétaires locales pendant les années 1980 et la plupart des années 1990, ont rendu impossible le financement d'une mise à niveau pour la majorité des incinérateurs vieux et techniquement obsolètes, des interactions avec la politique nationale énergétique ont significativement amélioré la viabilité financière des quatre incinérateurs de déchets municipaux 'existants', équipés avec une technologie de récupération d'énergie. En fait, la politique de la '*Non-Fossil Fuel Obligation*' (NFFO) exigeait que les fournisseurs publics d'électricité achètent une certaine capacité, générée à partir de sources de combustibles non fossiles, sur des contrats à long terme à des prix avantageux. Cela a conduit à la seule mise à niveau des quatre incinérateurs de déchets à récupération d'énergie du Royaume-Uni et à la fermeture des 33 autres incinérateurs de déchets municipaux 'existants'. Cette fermeture d'installations a été rendue possible par une autre interaction politique -ou plutôt par l'absence d'une politique de déchets cohérente au début des années 1990- qui a permis aux autorités locales de marginaliser l'incinération des déchets municipaux par des installations 'existantes' et de transférer les déchets vers les décharges dont la capacité était abondante et le prix plus faible. Cette option n'était disponible ni en France, ni en Allemagne et aux Pays-Bas.

Dans les deux autres pays, en Allemagne et aux Pays-Bas, des interactions politiques se sont manifestées principalement en raison des réglementations strictes dont disposaient déjà ces pays au moment de l'adoption de la Directive. Ils ont ainsi mis en oeuvre des objectifs nationaux plus sévères que ceux de la Directive européenne, en privilégiant dans le même temps, l'incinération des déchets par rapport à leur mise en décharge.

L'hétérogénéité des facteurs de contexte local et les interactions politiques multiples ont conduit à des voies de mise en conformité distinctes à travers les pays étudiés, et l'influence de ces facteurs suggère une révision de la définition de mise en oeuvre. L'implémentation de politiques environnementales dans le contexte européen devrait plutôt être vue, comme cela est préconisé dans le projet 'IMPOL', comme faisant partie d'un patchwork complexe d'interactions dynamiques à travers un système politique, caractérisé par des multiples niveaux et centres, où l'apparition d'interactions politiques est un sous-produit inévitable des systèmes politiques complexes qui sont verticalement (différenciation territoriale) et horizontalement (différenciation fonctionnelle) différenciés (cf. Glachant, 2001:182). Cela suggère de ne pas trop focaliser sur le rôle du suivi et du contrôle dans la mise en oeuvre, et de ne pas se limiter à ces aspects.

Cependant, ce constat ne justifie pas pour autant de négliger le suivi et le contrôle. Nous avons montré dans notre analyse que le suivi et le contrôle ont généralement été conformes aux résultats de mise en conformité observés, et qu'ils constituent des facteurs importants pour l'atteinte des objectifs environnementaux. Ces variables elles-mêmes n'étaient toutefois pas suffisantes pour expliquer les résultats de manière isolée. Étant des variables endogènes, elles ont été influencées par le degré d'autonomie et l'étendue du rayon d'activité des autorités régulatrices et par la prise de conscience des opinions publique et politique des risques environnementaux et sanitaires.

2 Résultats indiquant des inefficacités inhérentes à la Directive

La discussion dans le chapitre 3 a suggéré que les sources d'inefficacité d'une politique dans un contexte européen résident souvent dans l'hétérogénéité des situations nationales, qui sont difficiles à appréhender par une politique commune. A ce propos, nous avons proposé deux approches pour l'étude de l'efficacité de la Directive européenne : une approche indirecte, prenant comme point de départ le principe de subsidiarité qui a comme objectif la répartition efficace des tâches décisionnelles entre les niveaux européen et nationaux, pour étudier si, du point de vue de l'efficacité économique, il était justifié d'adopter au niveau européen une politique visant à réduire les émissions des incinérateurs de déchets municipaux ; et une approche directe qui se concentre sur le contenu de la Directive, c'est-à-dire sur les objectifs que celle-ci a défini, pour évaluer si ces objectifs ont été suffisamment différenciés pour tenir compte de l'hétérogénéité des contextes nationaux.

Du point de vue de l'efficacité économique, les justifications pour adopter au niveau européen une politique visant à réduire les émissions des incinérateurs de déchets municipaux étaient insuffisantes

Adoptant un point de vue économique pour analyser si la Directive a constitué une décision politique efficace, nous avons utilisé des critères de répartition efficace des décisions politiques entre les niveaux centraux et décentralisés formulés par deux champs de la littérature économique qui analysent les niveaux gouvernementaux optimaux pour la définition d'objectifs politiques : la littérature du fédéralisme environnemental et la littérature sur la politique environnementale stratégique.

Des résultats théoriques de la littérature du fédéralisme environnemental, que nous passons en revue dans le chapitre 4, indiquent que la Directive de 1989 pourrait seulement être justifiée par l'existence des économies résultant d'une réglementation centralisée sous forme d'économies d'échelle ou par des externalités transfrontières résultant de l'incinération des déchets municipaux qui ont un impact sur la majorité des Etats membres européens. Dans ce cas, une centralisation de la politique serait nécessaire afin d'internaliser ces externalités interjuridictionnelles de la pollution transfrontière, car les responsables nationaux ne tiendraient pas compte des préférences des pays voisins atteints par le transfert de pollution. Contrairement à cela, lorsque les polluants ont seulement des effets locaux et lorsqu'il n'y a aucune preuve d'un '*race-to-the-bottom*', la littérature du fédéralisme environnemental recommande une politique décentralisée, car des décisions politiques centralisées mèneraient à des solutions moins adaptées aux préférences locales. La question ici est clairement celle d'un arbitrage entre les bénéfices de la centralisation et les coûts résultants de l'imposition d'une politique moins adaptée à des groupes hétérogènes. Une justification supplémentaire pour une politique centralisée, même dans les cas de pollution locale, est fournie par la littérature sur la politique environnementale stratégique. Appliquée au cas de la Directive relative à l'incinération des déchets municipaux, la justification pour une politique centralisée exigerait que les marchés d'incinération des déchets soient internationaux, et que des différences de coût induites par les réglementations domestiques hétérogènes aient créé des distorsions de la concurrence européenne. Dans ce cas, des gouvernements de pays suffisamment grands pour influencer les termes de l'échange pourraient délibérément fausser la concurrence en définissant d'une façon stratégique des réglementations domestiques d'incinération des déchets municipaux qui divergent des normes optimales afin d'augmenter la situation

compétitivité des firmes domestiques. Une politique centralisée serait alors nécessaire pour empêcher une concurrence entre juridictions destructive qui mènerait à un dumping environnemental.

Les résultats empiriques montrent que les considérations ci-dessus fournissent une justification limitée à la Directive de 1989. Premièrement, même si l'évaluation des effets spatiaux d'un nombre de polluants atmosphériques couverts par la Directive a changé depuis, suite à l'évaluation des polluants au début des années 1990, cette politique a réglementé des polluants ayant des effets principalement locaux. Donc, conformément aux prescriptions de la littérature du fédéralisme environnemental, une politique centrale européenne -pour des raisons pratiques inclinant généralement vers un certain degré d'harmonisation- n'a pas été justifiée pour l'ensemble des polluants concernés. Deuxièmement, le souci d'un *'race-to-the-bottom'* n'a pas de pertinence dans le cas de l'incinération des déchets municipaux : la création de telles installations est le résultat d'une planification publique par rapport aux capacités d'élimination des déchets nécessaires et il n'y a là aucune raison pour que des régions ou des pays essayent d'attirer tous les incinérateurs de déchets sous leur juridiction. Troisièmement, les coûts de transport ainsi que des réglementations et des contraintes institutionnelles tant européennes que nationales, qui limitent le transfert des déchets devant être éliminés à un périmètre local, expliquent pourquoi les marchés d'incinération des déchets municipaux sont principalement locaux. En conséquence, les distorsions de concurrence ne permettent pas non plus de légitimer la politique européenne. Il n'y a pas davantage d'éléments indiquant que l'impact des différents coûts d'incinération des déchets sur les coûts de production des producteurs de déchets industriels, dont les déchets peuvent être incinérés avec les déchets municipaux, aient conduit à des distorsions sur les marchés de produit. Plus généralement, il n'y a pas de preuve d'un dumping environnemental en ce qui concerne la réglementation des émissions atmosphériques des incinérateurs de déchets municipaux. Les pays ont appliqué des valeurs limites d'émissions qui ont différé par leur sévérité tant avant qu'après l'adoption des normes minimales de la Directive. Et dans certains cas, comme ceux de l'Allemagne et des Pays-Bas, les normes nationales ont en fait excédé la sévérité des normes européennes.

Les objectifs politiques n'ont pas été suffisamment différenciés pour tenir compte des situations nationales hétérogènes

La deuxième approche pour évaluer l'efficacité de la Directive s'est concentrée sur les objectifs définis par cette politique. Ne pouvant appliquer que des considérations d'efficacité très générales, nous avons principalement étudié dans l'analyse décrite dans le chapitre 5 les propriétés du rapport coût-efficacité de la Directive, à savoir si la différenciation des objectifs était suffisante pour tenir compte des situations nationales hétérogènes et pour permettre une répartition des efforts de réduction de la pollution entre les diverses sources polluantes qui montre un bon rapport coût-efficacité.

Le type de réglementation classique de *'command-and-control'* de la Directive, dont les objectifs ont été différenciés uniquement selon quelques larges caractéristiques d'installations, a été critiqué par des économistes en raison de son incapacité à égaliser les coûts marginaux de dépollution entre les sources polluantes, précisément à cause de cette tendance à uniformiser les objectifs. Sans remettre en question cette évaluation dans son cadre général, nous avons argumenté que, en pratique, les effets négatifs de normes homogènes sur le rapport coût-efficacité dépendent des caractéristiques des cibles de la réglementation : plus les coûts de dépollution des firmes soumises à la réglementation sont homogènes, plus les pertes en termes de coût-efficacité sont petites. En définitive, ce qui importe en termes de coût-efficacité de la Directive est la différenciation de ses objectifs par rapport aux caractéristiques de coût des sources polluantes au moment où cette politique a été décidée.

En général, les résultats de l'analyse de l'efficacité du contenu de la Directive sont cohérents avec ceux de l'analyse de l'efficacité du niveau politique décisionnaire. Tandis que les critères selon lesquels les normes de la Directive ont été différenciées sont

conformes à l'analyse coût-efficacité, et même aux considérations d'efficacité, les objectifs de la Directive eux-mêmes étaient trop homogènes pour égaliser les coûts marginaux de dépollution des sources polluantes. La condition nécessaire pour qu'un 'implementation gap' soit potentiellement efficace a été ainsi satisfaite. Ce résultat soutient également notre affirmation selon laquelle une politique déterminée à un niveau décisionnel inapproprié ou inefficace engendre des inefficacités dans le contenu de cette politique.

Plus précisément, nous avons montré que la différenciation des normes de la Directive uniquement selon quelques grandes classes de capacités (avec des limites d'émissions plus strictes pour des installations plus grandes) va dans la direction d'un bon rapport coût-efficacité, car la dépollution est soumise aux économies d'échelle. De plus, nous avons montré que la définition d'objectifs plus limités pour les petites installations peut être justifié par des considérations coûts - bénéfiques, en ce qui concerne les réductions d'émissions dans les zones rurales par rapport aux zones urbaines. Les coûts externes causés par les émissions vont probablement être moins élevés dans les zones rurales où la densité de population est faible, que dans les zones urbaines fortement peuplées. Étant donné que les petits incinérateurs sont principalement situés dans les zones rurales, la différenciation des objectifs selon la taille des installations paraît efficace. La différenciation des échéances de mise en conformité pour les 'nouveaux' incinérateurs de déchets municipaux et ceux 'existants' (échéance immédiate de mise en conformité pour les nouvelles installations, échéance de 6 à 10 ans pour mettre à niveau les installations existantes) est également conforme aux considérations de l'analyse coût-efficacité. Elle tient compte de la durée de vie restante des incinérateurs et laisse donc un certain degré de flexibilité aux installations 'existantes' pour choisir le moment d'investissement dans les technologies de dépollution ou d'arrêt progressif de l'exploitation.

Nos indicateurs indirects de coût nous ont en outre permis d'obtenir des indications sur les différences dans les coûts agrégés de dépollution entre la France, l'Allemagne, les Pays-Bas et le Royaume-Uni, sur le potentiel de chaque pays à réduire les coûts à travers une répartition des efforts de dépollution entre les installations qui répondent au critère coût-efficacité, et ainsi sur le degré auquel la différenciation limitée des normes de la Directive s'accordait avec les caractéristiques des parcs d'incinérateurs nationaux. Par conséquent, nous avons montré que la différenciation limitée des objectifs de la Directive a été effectivement moins négative pour certains pays que pour d'autres. En nous focalisant sur l'indicateur de capacité, nous avons montré que la France était clairement dans une position désavantageuse, tant à cause de ses coûts agrégés de mise en conformité élevés qu'à cause de son haut potentiel de réduction des coûts. L'analyse coût-efficacité dans ce pays exigeait des objectifs politiques fortement différenciés. Même si les coûts agrégés de mise en conformité étaient également importants au Royaume-Uni, le potentiel d'économies de coûts dans ce pays était, contrairement à la France, clairement plus faible. La différenciation limitée de valeurs limites d'émissions était donc moins négative en termes de coût-efficacité dans le Royaume-Uni. Le cas allemand est plus ou moins comparable à celui du Royaume-Uni, avec des coûts agrégés relativement plus faibles, mais un potentiel de réduction des coûts aussi faible qu'au Royaume-Uni. Au Pays-Bas, finalement, les coûts agrégés de mise en conformité étaient relativement les plus faibles, mais l'hétérogénéité du parc d'installations impliquait un potentiel d'économies de coût élevé. Tandis qu'une plus forte différenciation d'objectifs dans ce pays aurait permis une amélioration du rapport coût-efficacité par rapport aux exigences de la Directive, l'effet négatif total de la Directive peut être jugé comme relativement plus faible qu'en France, car les coûts agrégés de mise en conformité étaient relativement faibles.

3 La réduction des inefficacités inhérentes de la Directive par l'implémentation n'est validée que par des résultats partiels

Deux questions pertinentes doivent être posées pour juger de l'efficacité de l'implémentation : les résultats spécifiques de la mise en œuvre ont-ils divergé des objectifs de la Directive ; et, s'il en est ainsi, cela a-t-il réduit les inefficacités de la politique initiale ? Notre analyse coût-efficacité des résultats de l'implémentation relatifs aux objectifs de la Directive dans le chapitre 6 et notre étude des facteurs déterminant ces résultats dans le chapitre 7 apportent des réponses à ces questions. Des preuves quantitatives supplémentaires ont été fournies dans le chapitre 10 par une étude économétrique des objectifs suivis par les propriétaires d'incinérateurs et les inspecteurs en France, seul pays où le suivi et le contrôle de la Directive européenne de 1989 étaient incomplets et où un '*implementation gap*' est apparu.

3.1 Résultats d'une évaluation coût-efficacité qualitative des choix de mise en œuvre

Notons que les deux sections suivantes sont spécifiquement consacrées à l'aspect coût de la mise en conformité, du suivi et du contrôle. Un compte-rendu plus approfondi des résultats de mise en œuvre, qui prend également en compte les résultats relatifs à la conformité environnementale, est fourni dans la section 3.3.

L'implémentation a amélioré le rapport coût-efficacité en France et au Royaume-Uni

Étant l'un des pays pour lesquels la différenciation limitée des objectifs de la Directive était la plus négative en termes de coût-efficacité, et étant soumis à des coûts agrégés de mise en conformité élevés, la transposition formelle de la flexibilité maximale permise par la Directive en loi nationale en France a été justifiée par des considérations de coût-efficacité. Aussi l'introduction de flexibilité supplémentaire non prévue, à travers un suivi et un contrôle sélectifs et une extension non prévue des échéances de mise en conformité de plusieurs années, semble justifiée de ce point de vue.

L'étude de facteurs qui ont conduit à la mise en conformité et à un suivi et un contrôle tardifs soutient la proposition selon laquelle la stratégie choisie a visé à réduire les inefficacités de la politique en ce qui concerne les coûts agrégés de mise en œuvre. Cela s'est avéré évident en étudiant comment ce pays a fait face aux interactions politiques qui, comme nous l'avons montré, ont eu un impact décisif sur les décisions de mise en conformité. Comme nous l'avons vu ci-dessus, les interactions politiques multiples avec d'autres lois environnementales ont créé des incertitudes politiques qui ont influencé la viabilité des décisions d'investissement, particulièrement pour les grands incinérateurs de déchets municipaux, et ont donc affecté les décisions d'investir dans la technologie de dépollution ou de fermer les incinérateurs. Étant donné que les décisions d'investissement sont généralement irréversibles, en raison des coûts de modification prohibitifs d'une décision de mise en œuvre, un décideur préférera généralement des choix flexibles dans des situations incertaines et irréversibles. En outre, étant donné que la seule flexibilité dont disposaient les propriétaires des installations était d'attendre la réduction de l'incertitude, les interactions politiques ont abouti à une stratégie 'd'attendre et voir' ('*wait and see*'). Cette stratégie a entravé des décisions de mise en conformité et a conduit à une mise en conformité tardive d'un nombre important de grands incinérateurs de déchets municipaux. Cependant, cette stratégie paraît efficace en permettant d'éviter des investissements coûteux qui pourraient apparaître non viables rétrospectivement.

Dans une certaine mesure, ces résultats sont également valables pour la stratégie adoptée par des petits incinérateurs. Étant donné que la loi française sur les déchets a exclu la mise en décharge comme alternative de traitement des déchets municipaux, ces installations -qui étaient déjà désavantagées en ce qui concerne les coûts de dépollution à cause des économies d'échelle dans la technologie de dépollution, et qui étaient la propriété des collectivités locales qui manquaient souvent de ressources financières pour les mettre à niveau- n'avaient aucune alternative de traitement à court terme. Par

conséquent, les municipalités ont opté pour une réorganisation et une coordination du traitement des déchets entre des municipalités voisines afin de créer des incinérateurs plus économiques d'une plus grande capacité. Comme c'était seulement une alternative de moyen à long terme, les collectivités locales ont, dans la majeure partie des cas, essayé de continuer à exploiter leurs installations non conformes jusqu'à la fin de la durée de vie normale des incinérateurs, ainsi que cela ressort des entretiens que nous avons pu avoir. Cela a aidé à rapprocher l'investissement nécessaire des cycles d'investissement et a permis, en même temps, de développer des alternatives d'un meilleur rapport coût-efficacité.

Ainsi que nous l'avons exposé dans le chapitre 8, les stratégies régulatrices qui tiennent compte des préférences locales sont fréquemment considérées comme efficaces. À proprement parler, elles ne sont efficaces que si ces préférences reflètent également la situation locale. D'une certaine façon, les décisions réglementaires en France semblent avoir été guidées par des considérations locales. Premièrement, dans la mesure où la possibilité de transférer les coûts de l'investissement de dépollution aux ménages à travers une augmentation des impôts locaux peut être interprétée comme la volonté de la population de payer pour des améliorations environnementales, nous avons montré que les élus des collectivités locales, ayant la responsabilité des incinérateurs de déchets municipaux, ont pris en compte les préférences locales dans leurs décisions de mise en conformité. Rencontrant fréquemment une opposition au transfert des coûts d'investissement aux ménages, ils ont arbitré entre la responsabilité qui leur incombait de mettre en oeuvre la politique environnementale nationale et leur intérêt politique d'élu local visant à obtenir et à garder un appui électoral en préservant un taux d'imposition locale relativement faible, c'est-à-dire, en ne se décidant pas toujours en faveur d'une réduction de la pollution. Deuxièmement, les inspecteurs français semblent également avoir agi conformément aux préférences locales. Ils n'ont appliqué des mesures de suivi et de contrôle formelles uniquement après que la question des dioxines soit devenue un intérêt central de médias en 1997 et que l'opinion publique et politique ait changé en faveur des améliorations environnementales. Cependant, le suivi et le contrôle semblent avoir été gênés par le fait que les institutions de suivi et de contrôle ne soient pas seulement en charge de la politique environnementale, mais également responsable du développement économique de leur région ou département. Ceci explique pourquoi les inspecteurs ont fréquemment décidé en faveur des préoccupations économiques et industrielles plutôt qu'en faveur de celles relatives à la préservation de l'environnement.

Le résultat d'une mise en oeuvre ayant un bon rapport coût-efficacité est encore plus évident au Royaume-Uni, le second des quatre pays étudiés où la mise à niveau des installations selon les exigences de la Directive se serait traduite par des coûts importants. De nouveau, ce sont des interactions politiques qui expliquent les choix spécifiques qui ont été faits et qui ont conduit à une mise en conformité ayant un bon rapport coût-efficacité. Ce résultat a pu être obtenu bien que le Royaume-Uni ait atténué, dans la transposition nationale du texte européen, le degré de flexibilité prévu par la Directive en ne différenciant pas les objectifs selon la taille des installations (du moins pas selon les capacités des installations en place dans ce pays au début des années 1990). Deux interactions politiques en particulier ont permis d'atteindre la conformité avec la Directive en réduisant en même temps les coûts de mise en oeuvre : la NFFO (*Non-Fossil-Fuel Obligation*), qui a réduit le coût de mise en conformité pour les installations à récupération d'énergie et qui a favorisé leur mise à niveau ; et la disponibilité des décharges, qui a permis de remplacer des installations obsolètes par cette alternative de traitement de déchets moins coûteuse.

Les normes mises en oeuvre en Allemagne et aux Pays-Bas ont eu en partie un bon rapport coût-efficacité mais l'influence de la Directive a été limitée

Contrairement à la France, l'Allemagne et les Pays-Bas ont mis en oeuvre des réglementations domestiques qui étaient encore plus homogènes que les objectifs de la Directive : comme le Royaume-Uni, ces pays n'ont pas différencié les normes selon la taille des installations. Mais de plus, l'Allemagne et les Pays-Bas ont également réduit les délais laissés aux exploitants des incinérateurs pour être en conformité. Ils ont donc non seulement mis en oeuvre des exigences nationales plus strictes que celles de la Directive européenne, mais ont également -conformément au pouvoir discrétionnaire prévu par la Directive- réduit la flexibilité prévue qui permettait d'appliquer des valeurs limites d'émissions et des échéances de mise en conformité différenciées.

Etant donné le faible potentiel de réduction des coûts en Allemagne, ainsi que ses coûts de mise en conformité relativement faibles, cette approche homogène était clairement moins nuisible en termes de coût-efficacité que cela n'aurait été le cas, par exemple, pour la France. Aux Pays-Bas, cependant, le potentiel de réduction de coûts était important. La seule possibilité d'améliorer le rapport coût-efficacité a ici principalement consisté dans la fermeture des incinérateurs les plus petits (et les plus vieux) et dans la modernisation des installations relativement plus grandes (et plus récentes). Cette solution a en effet été appliquée. On peut cependant supposer que dans ces deux pays la mise en oeuvre de la législation domestique stricte était conforme aux préférences locales qui ont créé un contexte spécifiquement avantageux pour la mise en conformité des installations. Un souci public et politique élevé par rapport aux risques environnementaux et sanitaires liés à l'incinération des déchets et des tactiques de blocage administratif par le public ont mis en danger la viabilité de l'incinération des déchets municipaux comme option de traitement des déchets. Une réglementation suffisamment stricte et le respect des normes environnementales correspondantes ont été considérés comme l'unique possibilité de regagner l'acceptation publique de cette option de traitement des déchets tant par les opérateurs des incinérateurs que par le gouvernement. Du côté des opérateurs, l'acceptation d'une réglementation stricte a aussi été facilitée par le fait qu'ils n'ont pas rencontré de difficultés pour transférer aux ménages les augmentations des coûts d'incinération résultant de l'investissement dans la technologie de dépollution. Le fait qu'il n'y ait pas eu de forte opposition à des augmentations d'impôts locaux soutient l'hypothèse que le public avait des préférences pour un environnement plus propre.

De plus, le suivi et le contrôle semblent avoir eu un bon rapport coût-efficacité. Le suivi systématique a été clairement facilité par un faible nombre d'incinérateurs des déchets municipaux existants tant en Rhénanie du Nord Westphalie (Allemagne) qu'aux Pays-Bas. En outre, le contrôle a été en grande partie exécuté par un système automatisé, qui a non seulement contrôlé les données, mais qui a également transféré les données automatiquement aux autorités par télémetrie. Dans ces deux pays, le non-respect de la réglementation pouvait difficilement ne pas être détecté et une forte dissuasion au non-respect était possible à un coût administratif relativement faible.

Tandis qu'en Allemagne, on peut considérer que la mise en oeuvre de normes homogènes n'était pas en contradiction avec les critères coût-efficacité, l'image est plus mitigée aux Pays-Bas. Cependant, il n'est pas évident d'évaluer le rapport coût-efficacité des voies de mise en conformité dans ces pays au regard des propriétés d'efficacité de la Directive. En effet, dans les deux cas la Directive elle-même n'était pas le moteur principal pour atteindre les objectifs environnementaux. La réglementation préexistante et stricte ainsi que la mise en oeuvre des réglementations domestiques plus strictes que la Directive de 1989 expliquent au moins pour autant que cette politique européenne les résultats en Allemagne et aux Pays-Bas.

3.2 Résultats d'une évaluation économétrique des choix français de mise en conformité

Un appui à notre hypothèse selon laquelle un *'implementation gap'* peut potentiellement augmenter l'efficacité d'une politique inefficace a également été fourni par une revue d'études économétriques empiriques dans le chapitre 9. Celle-ci a également souligné que l'efficacité potentielle d'un déficit dans la mise en œuvre dépend de la façon dont le pouvoir discrétionnaire local est utilisé. Pratiquement toutes les études économétriques passées en revue indiquent que les inspecteurs ciblent des firmes soumises à la réglementation selon des caractéristiques conformes aux considérations de l'analyse coût-efficacité, en se focalisant par exemple sur les dommages liés au non-respect de la réglementation. Dans la mesure où les inspecteurs ont un tel comportement, nous avons avancé que les résultats de la mise en œuvre tendent vers l'efficacité et qu'ils pourraient parfois même augmenter l'efficacité par rapport aux objectifs de la politique. Cependant, nous avons également montré qu'en mettant en application une réglementation, les inspecteurs ne suivent presque jamais des objectifs non biaisés. La majorité des inspecteurs agissent selon des considérations personnelles et politiques et réagissent aux pressions politiques potentielles. Finalement, nous avons également mis en évidence que les inspecteurs ciblent parfois des installations caractérisées par des coûts élevés, ce qui est plutôt conforme à l'objectif de maximisation de la conformité. Dans la mesure où une telle stratégie cible des installations non conformes sans tenir compte des coûts et des bénéfices du suivi, elle est clairement non efficace.

Les résultats, dans d'autres études économétriques, indiquant que de multiples objectifs alternatifs déterminent le comportement de l'inspecteur ont souligné l'importance de couvrir un grand nombre de variables explicatives, y compris des variables politiques, pour pouvoir tester les facteurs déterminant le comportement des inspecteurs en France. Etant donné, cependant, que les acteurs soumis à la réglementation dans notre cas n'étaient pas des installations privées, souvent étudiées dans d'autres études économétriques, mais des installations relevant de la responsabilité des élus locaux, nous avons préconisé qu'en examinant les objectifs guidant le comportement de mise en conformité, il fallait également considérer des variables politiques.

Bien que les incinérateurs des déchets municipaux français relèvent d'une responsabilité publique (et donc politique), nous sommes parvenus à un résultat qui montre que les décisions de mise en conformité qui ont été prises étaient en grande partie cohérentes avec un comportement visant à la minimisation de coûts. En effet, la mise en conformité a augmenté, et est arrivée plus rapidement, pour des incinérateurs plus grands et avec une durée de vie résiduelle plus longue pour amortir l'investissement de dépollution. Cependant, nous avons également trouvé des résultats significatifs pour une variable politique : des communes aux gouvernements 'verts' ont mis en conformité leurs incinérateurs plus rapidement. Nous avons interprété ce fait comme l'indication que les élus des collectivités, avec un corps électoral plus conscient des risques environnementaux, ont jugé préférable d'investir dans l'équipement de dépollution plutôt que de maintenir un faible niveau d'impôts locaux. Dans la mesure où la variable politique reflète des préférences locales, on peut considérer le comportement des installations comme étant conforme aux considérations d'efficacité. Ce résultat est complémentaire d'un autre résultat de l'analyse qualitative conduite dans le chapitre 7, à savoir que des communes avec des électeurs préférant de faibles impôts aux améliorations environnementales ont souvent retardé l'investissement. Un résultat contre intuitif en ce qui concerne le comportement de mise en conformité, et qui n'est pas directement conciliable avec l'efficacité, est que les installations plus récentes avaient une probabilité de fermeture plus élevée que les installations plus anciennes.

Enfin, nous avons étudié les éventuelles différences de comportement entre les exploitants d'installations privées et publiques. Cet aspect est relativement différent des autres études qui cherchent à identifier les différences de comportement entre propriétaires publics et privés. Rappelons que le statut d'exploitant privé en France n'est

pas de même nature qu'une entreprise purement privée. Tous les incinérateurs de déchets municipaux relèvent de la responsabilité des collectivités locales ; mais certaines ont délégué le service à des opérateurs privés. Notre étude pourrait suggérer que des exploitants privés et publics se soient comportés de la même façon, ce qui n'est pas complètement invraisemblable, sachant que les élus, en tant que responsables du service ont toujours la décision finale par rapport à l'investissement de dépollution et à la mise en conformité. Ce fait explique aussi pourquoi nous ne pouvions pas étudier la question de savoir si les inspecteurs étaient ou non moins disposés à appliquer des mesures de suivi strictes aux installations publiques.

À la différence d'autres études économétriques sur le respect, le suivi et le contrôle, la nôtre s'est focalisée sur le problème de conformité initiale. Cela avait une implication principale pour l'activité de l'inspecteur : un résultat théorique du chapitre 8 a suggéré que le problème de l'inspecteur n'était pas tellement le contrôle de la conformité, l'inspecteur local connaissant parfaitement le statut de non-/respect de la réglementation par les incinérateurs. Pour autant, c'était l'effet de dissuasion des sanctions qui comptait pour atteindre le respect de la réglementation. Dans l'ensemble, l'étude économétrique n'a pas fourni de résultats forts en ce qui concerne les fonctions d'objectifs des inspecteurs, ce qui s'explique en grande partie par un nombre insuffisant d'observations de suivi dans l'échantillon. Pour la même raison, nous avons rencontré des problèmes pour obtenir des résultats significatifs dans des modèles à deux étapes, qui permettraient de déterminer l'interdépendance des décisions de mise en conformité et de suivi. Par conséquent, il faut être prudent en interprétant les résultats de modèles plus naïfs, parce qu'ils risquent d'être biaisés. Un résultat contre intuitif vaut cependant d'être mentionné : le fait que les inspecteurs semblent cibler plutôt des installations anciennes, qui avaient une probabilité moins forte de se mettre en conformité. Cette stratégie s'approche plus de la maximisation de mise en conformité que des objectifs d'efficacité, sauf si on pouvait prouver que ces installations plus anciennes causent des dommages environnementaux disproportionnés.

Tandis que l'étude économique n'a pas fourni de résultats forts par rapport au comportement des inspecteurs français, nous avons constaté que les décisions de mise en conformité des acteurs soumis à la réglementation ont été, en grande partie, conformes aux considérations de coût-efficacité. À cet égard, l'étude économétrique renforce les résultats de l'évaluation qualitative par rapport à l'analyse coût-efficacité de la mise en oeuvre de la Directive en France.

3.3 La mise en oeuvre a en partie amélioré le rapport coût-efficacité, mais pas nécessairement l'efficacité

On peut conclure qu'au moins dans trois des quatre cas étudiés ici les choix de mise en oeuvre réelles ont été adaptés aux caractéristiques de coût des parcs d'incinérateurs des pays. De plus, en France et au Royaume-Uni, la mise en oeuvre a en partie réduit les inefficacités que comportait la Directive ; ces pays ayant mis en oeuvre des solutions présentant un meilleur rapport coût-efficacité. Mais tandis que le Royaume-Uni a réussi à réconcilier une mise en oeuvre d'un bon rapport coût-efficacité avec le respect des normes environnementales, la France a réduit l'inefficacité de la Directive en regagnant du pouvoir discrétionnaire non prévu, résultant temporairement en un '*implementation gap*'. Nous avons donc montré qu'un '*implementation gap*', considéré comme indésirable d'un point de vue juridique, peut être favorable du point de vue économique de l'analyse coût-efficacité.

Il n'est pas dans le champ de cette thèse de se prononcer sur l'arbitrage entre l'obtention d'un bon rapport coût-efficacité et des bénéfices potentiellement plus faibles résultant des choix de mise en conformité qui ont été faits. Cela implique que nous ne puissions pas finalement évaluer si les choix de mise en oeuvre adoptés par le Royaume-Uni ont augmenté l'efficacité de la Directive. En effet, la solution de mise en décharge des déchets pourrait avoir été plus nocive pour l'environnement que l'alternative de l'incinération utilisant des technologies de dépollution modernes. L'efficacité dépend alors du bilan

entre les réductions de coût réalisées par la mise en oeuvre ayant un bon rapport coût-efficacité et des augmentations de coût potentielles sous forme de dommages environnementaux plus élevés. Le même raisonnement peut être tenu pour la France, le seul pays parmi les quatre étudiés pour lequel nous avons constaté un '*implementation gap*'. Tandis que la mise en oeuvre a en partie réduit l'inefficacité de la Directive en termes de coûts, il est possible que ces gains de coût aient été surcompensés par des dommages plus élevés résultant des émissions d'incinérateurs non conformes.

4 Remarques finales et questions ouvertes

Un certain nombre de points résultent de l'analyse conduite dans cette thèse, et ses conclusions ouvrent sur plusieurs questions pertinentes pour une politique environnementale européenne efficiente et efficace.

4.1 Flexibilité *ex ante* ou *ex post* pour faire face à l'hétérogénéité nationale et aux interactions politiques inattendues ?

Deux résultats généraux de la thèse vont dans le sens d'une plus grande flexibilité et d'une décentralisation du pouvoir décisionnel vers les Etats membres. Premièrement, nous avons montré que des facteurs liés au contexte local affectent profondément les coûts de la mise en oeuvre d'une politique européenne : la répartition des coûts de mise en conformité entre les sources polluantes ainsi que les coûts d'inspection. Par conséquent, ils impactent aussi sur l'efficacité de décisions spécifiques de mise en conformité. Il faut se rappeler que les études de cas empiriques ont montré que les facteurs liés au contexte n'étaient pas seulement hétérogènes entre les différents pays européens, mais également à l'intérieur d'un même pays. Le problème est donc de concevoir des politiques environnementales aussi bien que des procédures de mise en oeuvre qui soient adaptées à un contexte particulier. Quant à l'objectif d'une répartition de coûts de dépollution ayant un bon rapport coût-efficacité, qui est accessible par une prise en compte correcte des conditions locales -et dans la mesure où les effets transfrontières des polluants ainsi que les préoccupations de concurrence ne nécessitent pas une politique centrale et harmonisée- les recommandations de la théorie économique sont sans ambiguïté. Ils suggèrent que les décisions devraient en principe être prises au niveau national, voire au niveau local.

Deuxièmement, dans notre définition révisée de la mise en oeuvre, nous avons proposé qu'une focalisation, essentiellement sur le suivi et le contrôle de chaque étape de mise en oeuvre, n'est pas adaptée en présence d'interactions avec d'autres politiques. Bien souvent, les interactions politiques, qui ont influencé les décisions de mise en conformité dans les études de cas empiriques, n'étaient pas prévisibles au moment de l'adoption de la Directive européenne de 1989. La réglementation européenne ne les a donc pas anticipées et des adaptations pendant la mise en oeuvre ont été nécessaires. Dans nos études de cas se trouvent des exemples d'interactions politiques positives, comme la NFFO (*Non-Fossil Fuel Obligation*) qui a facilité la mise à niveau des incinérateurs à récupération d'énergie au Royaume-Uni, mais également des exemples d'interactions politiques négatives, comme les politiques environnementales qui ont créé de l'incertitude dans le processus d'implémentation en France et qui ont conduit les installations à une stratégie d'attentisme. Toutes ces politiques parallèles avaient clairement des effets sur les coûts, créant des opportunités lorsque les impacts étaient positifs, et des contraintes supplémentaires lorsque les impacts étaient négatifs. Le problème principal est alors de nouveau de garantir un contexte d'implémentation qui est capable de s'adapter à faible coût, ce qui implique des propositions non seulement pour une conception flexible de la politique, mais aussi pour une flexibilité dans la mise en oeuvre.

Mais comment faudrait-il introduire du pouvoir discrétionnaire et de la flexibilité au niveau national ? Nous avons montré qu'il y a généralement deux formes de flexibilité pour l'Etat Membre : un pouvoir discrétionnaire *ex ante*, qui est prévu par la politique centrale, et un pouvoir discrétionnaire *ex post*, c'est-à-dire des marges de flexibilité qui ne sont pas prévues mais que les pays récupèrent pendant l'étape de la mise en oeuvre. Est-il

préférable de créer des politiques centrales qui prévoient de larges marges de manœuvre pour le niveau local ou est-il plutôt préférable d'accepter que les pays regagnent un certain niveau de pouvoir discrétionnaire qui n'est pas prévu -conduisant potentiellement à un déficit dans la mise en oeuvre- pendant l'implémentation ?

Sans pouvoir définitivement répondre à cette question, les considérations suivantes sont possibles : une différence principale entre flexibilité *ex ante* et *ex post* réside dans la nature du décideur dans chacune des deux situations. Dans le cas d'une flexibilité *ex ante*, les objectifs politiques résultent d'un consensus européen ; dans le cas d'une flexibilité *ex post*, ils sont décidés par des régulateurs nationaux. Si le problème environnemental en question est caractérisé par des effets transfrontières, la flexibilité *ex post* risque de créer des problèmes, notamment un manque de prise en compte dans les décisions politiques par des régulateurs nationaux des effets externes que les sources polluantes nationales causent dans des pays voisins. Dans ce cas, une politique européenne est nécessaire et on peut argumenter que c'est le consensus européen qui devrait définir le périmètre de flexibilité laissé aux Etats membres *ex ante*. Une deuxième différence est que le décideur national est mieux informé de la situation locale que le décideur européen, et par conséquent, plus à même d'obtenir des résultats qui sont adaptés à la situation locale. Cela nécessite une flexibilité *ex ante* en ce qui concerne la répartition correcte des efforts de dépollution entre les sources polluantes. Une troisième différence a trait au moment de la prise de décision. Même si le périmètre de flexibilité prévu pour les décisions nationales est correctement fixé *ex ante*, des changements imprévus peuvent conduire à ce que ces décisions ne soient plus efficaces d'un point de vue *ex post*. Cela pourrait justifier une flexibilité *ex post*. Premièrement, il sera plus facile pour des systèmes décentralisés de s'adapter à des changements inattendus que de procéder à une révision du système entier par le niveau central (européen). Deuxièmement, des changements imprévus ou des interactions politiques peuvent souvent se produire au niveau d'un Etat membre mais pas nécessairement dans tous les pays au même moment (cf. Glachant 2001 : 7-8 et 194-195).

4.2 Intégration et coordination pour mieux faire face aux interactions politiques ?

Dans les cas de mise en oeuvre étudiés ici, certaines politiques parallèles ont eu des impacts négatifs sur la mise en conformité, particulièrement en France. On pourrait argumenter que l'incertitude politique introduite dans ce pays par plusieurs politiques parallèles qui étaient liées aux déchets pourrait avoir été évitée par une politique européenne plus large, surmontant les difficultés résultant de politiques fragmentaires. Ceci serait un argument en faveur des politiques environnementales intégrées, afin d'exploiter des synergies et d'éviter des incohérences ou contradictions. L'intégration à un niveau politique plus élevé semble également nécessaire lorsqu'il existe des interactions avec des politiques non environnementales, ce qui est conforme aux préconisations de la Commission européenne dans son cinquième programme d'action pour l'environnement : intégrer, au niveau européen, les politiques environnementales et sectorielles. Ce besoin d'une plus grande intégration a aussi commencé à être reconnu au niveau européen par le Traité d'Amsterdam et le processus de 'Cardiff' (voir par exemple Kraemer, no date).

Il est moins évident de répondre aux interactions politiques non anticipées au niveau décentralisé. Pour ce qui est du rapport coût-efficacité de la mise en oeuvre, on pourrait supposer qu'au niveau décentralisé des interactions politiques non prévues entre différentes politiques environnementales, et entre des politiques environnementales et non environnementales, pourraient être évitées par une coordination horizontale. Dans une certaine mesure, une telle coordination entre des politiques environnementales et non environnementales aurait dû être facilitée par les services de suivi et de contrôle prédominants en France, dont les attributions ne se limitent pas aux seuls aspects environnementaux. Ceux-ci étaient responsables tant pour le suivi et le contrôle des exigences environnementales que pour le développement économique de leur région. Cependant, cette union d'objectifs différents dans une seule institution a constitué un inconvénient, en ce qui concerne l'efficacité environnementale.

4.3 Besoins multiples de mise à disposition d'information

Finalement et suite aux discussions précédentes, les résultats de notre analyse suggèrent plusieurs raisons en faveur d'une augmentation du niveau d'information disponible sur la politique environnementale et sa mise en oeuvre.

La première raison est liée aux changements de politique qui sont nécessaires mais inattendus. La littérature appartenant aux sciences politiques et qui est englobée par l'approche du 'fit' administratif (cf. par exemple Knill, 1997a) a suggéré qu'il était possible de prévoir l'efficacité de la mise en oeuvre sur la base d'une comparaison du 'fit' entre les exigences d'une politique européenne en termes de conception et de contenu de la politique, et les structures administratives en termes d'approche, de structure et de style régulateurs. Ceci est en partie contredit par notre résultat qui montre une prédominance d'interactions politiques non prévisibles, ce qui semble indiquer que les résultats réels de mise en oeuvre puissent facilement diverger des résultats prévus. Donc, pour comprendre comment les processus de mise en oeuvre se déroulent en pratique et pour rendre possible un apprentissage politique, il est important d'entreprendre des analyses *ex post*. Ainsi qu'il est proposé dans Glachant (2000), les résultats de telles analyses devraient être rapprochés de ceux issus d'analyses coût-bénéfice *ex ante*, lesquelles ont été récemment préconisées par la Commission européenne, afin de gagner plus d'expérience dans ce type d'exercices.

Deuxièmement, le besoin en lui-même de ce genre d'analyse appelle à la mise à disposition de plus d'informations. Dans cette thèse, il apparaît évident qu'une évaluation des politiques selon des critères d'efficacité économique devient assez difficile en présence de nombreuses externalités, de dysfonctionnements du marché ou de pollution transfrontière, principalement à cause d'un manque d'informations sur les coûts et les préférences locales. Cela souligne l'utilité des exigences de reporting introduites dans les directives européennes, et suggère que le reporting devrait également concerner les raisons expliquant les difficultés rencontrées pendant la mise en oeuvre ainsi que celles expliquant les prises de décision qui divergent des objectifs politiques initiaux.

La troisième raison est liée à la prise de conscience par les opinions publique et politique des problèmes environnementaux et à leur impact sur les décisions de mise en conformité, de suivi et de contrôle. En prenant la France comme exemple, le comportement des inspecteurs n'était pas statique dans le temps. Leurs activités ont été faibles tant que les émissions d'incinération de déchets municipaux ne constituaient pas un enjeu primordial pour l'opinion publique, mais une fois que cette dernière s'en est montrée soucieuse et que les risques environnementaux et sanitaires soient devenus un sujet important dans les médias, des mesures formelles de suivi ont été finalement appliquées à toutes les installations non conformes. Ce résultat, combiné avec les résultats des études de cas des trois autres pays, indique qu'une forte sensibilisation des opinions publique et politique aux risques environnementaux et sanitaires peut faciliter la mise en oeuvre, en créant des incitations supplémentaires pour le suivi, le contrôle et la mise en conformité, et en incitant les individus à supporter les coûts nécessaires à l'amélioration de l'environnement. Cela semble être particulièrement important pour la mise en conformité des services publics environnementaux ou urbains, qui financent le plus souvent l'investissement de dépollution par les impôts locaux, alors que plus d'investigations empiriques sont nécessaires pour déterminer si les inspecteurs se comportent différemment envers les firmes privées et les firmes publiques. Ce résultat souligne l'importance des exigences de reporting dans les Directives ainsi que de la mise à disposition du public des résultats des contrôles. Il met aussi en évidence le besoin de programmes appropriés d'éducation et de sensibilisation du public pour que les données des contrôles environnementaux soient compréhensibles par le public concerné. Lorsque cela est nécessaire, des mesures pour promouvoir l'éducation et l'information du public par rapport à ce type de risques devraient donc faire partie de, ou accompagner, les futures politiques européennes et nationales.

References

- ADEME (1996), 'Incineration des résidus urbains: technique - réglementation - perspectives d'évolution', ADEME, Paris.
- ADEME (1998), Inventory on municipal waste incinerators. Data base provided by the ADEME.
- Afsah, S., Blackman, A. and Ratananda, D. (2000), 'How Do Public Disclosure Pollution Programs Work? Evidence from Indonesia', Discussion Paper 00-44, Resources for the Future, October 2000.
- Afsah, S., Laplante, B. and Wheeler, D. (1996), 'Controlling Industrial Pollution: A New Paradigm', Policy Research Working Paper #1672, The World Bank, October 1996.
- Alesina, A. and Wacziarg, R. (1999), 'Is Europe going too far?', *Carnegie-Rochester Conference Series on Public Policy* **51**, 1-42.
- Amacher, S.A. and Malik, A.S. (1996), 'Bargaining in Environmental Regulation and the Ideal Regulator', *Journal of Environmental Economics and Management*, **30**, 233-253.
- Amacher, S.A. and Malik, A.S. (1998), 'Instrument Choice when Regulators and Firms Bargain', *Journal of Environmental Economics and Management*, **35**, 225-241.
- AMORCE (1999), 'Les modes de gestion du service public local des déchets', *Déchets - Serie juridique DJ2*, 8/99. AMORCE, Lyon.
- Anonymous (1995), 'MVA-Spiegel. Übersicht Müllverbrennungsanlagen in Deutschland', *Energie-Spektrum*, **1/95**, 24-30.
- Arrêté du 25 janvier relatif aux installations d'incinération de résidus urbains, JORF, 8 mars 1991, 3330-3334.
- Arrêté du 18 décembre 1992 relatif au stockage de certains déchets industriels spéciaux ultimes et stabilisés pour les installations nouvelles, JORF, 30.3.1993.
- Axelrod, R.S. (1999), 'The European Union: An Environmental Policy Update', *International Studies Notes*, **24** (2), Adelphi University.
- Baumol, W.J. (1972), 'On taxation and the control of externalities', *American Economic Review*, **62** (3), 307-322.
- Baumol, W.J. and Oates, W.E. (1988), *The theory of environmental policy*, Second Edition, New Cambridge University Press, York/Port Chester/Melbourne/Sydney.
- Besluit Luchtemissies Afvalverbranding (Directive Air-pollution Waste Incineration), (1993), Stb. 36, 7 January.
- Becker, G.S. (1968), 'Crime and Punishment: An Economic Approach', *Journal of Political Economy*, **76**, 169-217.
- Begg, D.; Crémer, J.; Danthine, J.-P.; Edwards, J.; Grilli, V.; Neven, D.; Seabright, P.; Sinn, H.-W.; Venables, A. and Wyplosz, C. (1993), 'Making Sense of Subsidiarity: How Much Centralization for Europe?', *Monitoring European Integration 4*, CEPR Annual Report.
- BImSchG (1974), Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz) of 15 March 1974, version of 14 May 1990 (BGBl. I p. 880) – (BGBl. III 2129-8)
- Börzel, T.A. (1999), 'Why there is no southern problem. On environmental leaders and laggards in the European Union', EUI Working Paper, RSC No. 99/16, European University Institute, Italy.

- Börzel, T.A. (2000), 'Private Actors on the Rise? The Role of Non-State Actors in Compliance with International Institutions', *Reprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter*, 2000/14, Bonn.
- Börzel, T.A. (2003), *Environmental Leaders and Laggards in Europe. Why there is (not) a Southern Problem*, Ashgate, Adlershot/Burlington/Singapore/Sydney.
- Börzel, T.A., Hofmann, T. And Sprungk, C. (2003), 'Why Do States not Obey the Law? Lessons from the European Union', Paper prepared for the EUSA Conference, Nashville, March 27-30, 2003. Humboldt Universität zu Berlin.
- Borchardt, K.-D. (2000), 'The ABC of Community law', European Documentation, Directorate-General for Education and Culture, European Commission, Brussels.
- Bültmann, A. and Wätzold, F. (2000), 'The implementation of national and European environmental legislation in Germany: Three case studies', *UFZ - Report 20/2000*, UFZ - Centre for Environmental Research Leipzig-Halle, Germany.
- Bültmann, A. and Wätzold, F. (2002), *Der Vollzug von Umweltrecht in Deutschland. Ökonomische Analyse und Fallstudien*, Metropolis, Marburg.
- Carraro, C. (1999), 'Imperfect markets, technological innovation and environmental policy instruments', in: J.C.J.M. van den Bergh (ed.) (1999), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, 235-248.
- CEC (1991), Monitoring of the application by Member States of Environmental Directives, Annex C to Commission of the European Communities, Eighth Annual Report to the European Parliament on the application of Community law - 1990, OJ C 338, 31 December 1991.
- Chalmers, D. (1999), 'Inhabitants in the Field of EC Environmental Law', in: P. Craig and G. de Búrca (eds.) (1999), *The Evolution of EU law*, Oxford University Press.
- Chalmers, D. (2000), 'The Much Ado about Judicial Politics in the United Kingdom: A Statistical Analysis of Reported Decisions of United Kingdom Courts Invoking EU Law 1973-1998', *Jean Monnet papers* 1/00, Harvard Law School.
- Cohen, M.A. (1999), 'Monitoring and enforcement of environmental policy', in: H. Folmer and T. Tietenberg (eds.) (1999), *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999/2000, A Survey of Current Issues*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Northampton, MA, USA.
- Collins, K. and Earnshaw, D. (1993), 'The implementation and enforcement of European Community environment legislation', in: David Judge (ed.) (1993), *A green dimension for the European Community: political issues and processes*, London; Portland, OR: F. Cass & Co, 213-249. [The article was first published as Collins, K. and Earnshaw, D., (1992), 'The implementation and enforcement of European Community environmental policy,' *Environmental Politics* 1 (4), 213-249].
- COM(88)71 final a, Proposition de directive du Conseil concernant la réduction de la pollution atmosphérique en provenance des installations existantes d'incinération des déchets municipaux, OJ C 75/8-11, 23.3.1988.
- COM(88)71 final b, Proposition de directive du Conseil concernant la prévention de la pollution atmosphérique en provenance des installations nouvelles d'incinération des déchets municipaux, OJ C 75/4-8, 23.3.1988.
- COM(96)500, Implementing community environmental law, Communication to the Council of the European Union and the European Parliament, European Commission, 22 October 1996.

- COM(1998)772 final, Proposal for a Council Recommendation providing minimum criteria for environmental inspections in the Member States, presented by the European Commission on 16 December 1998, <http://europa.eu.int/scadplus/legal/en/lvb/128211.htm>.
- COM(1999)301 final, Sixteenth Annual Report on Monitoring the Application of Community Law (1998), European Commission, published 18.06.1999.
- COM(2001)309 final, Eighteenth Annual Report on Monitoring the Application of Community Law (2000), European Commission, published 16.07.2001.
- COM(2001)593 final, Communication from the Commission to the Council, the European Parliament and the Economic and Social Committee, Community Strategy for Dioxins, Furans and Polychlorinated Biphenyls, European Commission, Brussels, published 24.10.2001.
- COM(2003)669, Twentieth Report on monitoring the application of Community law (2002), Commission of the European Communities, published 21.11.2003.
- Cropper, M.L. and Oates, W.E. (1992), 'Environmental Economics: A Survey', *Journal of Economic Literature*, XXX (June 1992), 673-740.
- Dasgupta, S., Hettige, H. and Wheeler, D. (2000), 'What Improves Environmental Compliance? Evidence from Mexican Industry', *Journal of Environmental Economics and Management*, 39, 39-66.
- Dasgupta, S., Laplante, B. and Mamingi, N. (1997), 'Capital Market Responses to Environmental Performance in Developing Countries', The World Bank, Development Research Group, October 1997.
- De Bruijn, T. (2003), 'The Impact of Policy Style on Policy Choice across Scales: The EU Experience', in: H.Th. Bressers & W.A. Rosenbaum (eds.) (2003), *Achieving Sustainable Development. The Challenge of Governance Across Social Scales*, chapter 13, 281-306, Praeger, Westport, Connecticut/London.
- Deily, M.E. and Gray, W.B. (1991), 'Enforcement of pollution regulations in a declining industry', *Journal of Environmental Economics and Management*, 21, 260-274.
- Dion, C., Lanoie, P. and Laplante, B. (1998), 'Monitoring of Pollution Regulation: Do Local Conditions Matter?', *Journal of Regulatory Economics*, 13, 5-18.
- Eames, M. (2000), 'Implementation of European Directives 89/339/EEC and 89/429/EEC on the Incineration of Municipal Waste in the United Kingdom', SPRU research report, SPRU/University of Sussex, United Kingdom.
- Eberg, J. (1997), *Waste Policy and Learning. Policy Dynamics of Waste Management and Waste Incineration in the Netherlands and Bavaria*, Uitgeverij Eburon, Delft, the Netherlands.
- EEB (2003), EEB comments on draft European Parliament follow-up report on Council Directive (Waste Framework Directive) (COM(2003)250 - 2003/2124(INI)), Rapporteur: Hans Blokland. European Environmental Bureau, 7 October 2003, <http://www.eeb.org>.
- Eichener, V. (1997), 'Effective European problem solving: lessons from the regulation of occupational safety and environmental protection', *Journal of European Public Policy*, 4 (4), December 1997, 591-608.
- EMDA, 1996: 'EMDA - Emissionsminderungsplan für Dioxine an Abfallverbrennungsanlagen', Abschlussbericht August 1996, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Raumordnung NRW, Düsseldorf.

- Endo, K. (2001), 'Subsidiarity & It's Enemies: To What Extent Is Sovereignty Contested in the Mixed Commonwealth of Europe?', EUI Working Paper, European Forum Series, RSC No. 2001/24, Robert Schuman Centre for Advanced Studies, European University Institute, Italy.
- Environmental Protection Act 1990, chapter c. 43, Stationary Office Limited, UK.
- Eunomia research & consulting (2002), 'Costs for Municipal Waste Management in the EU', Final Report to Directorate General Environment, European Commission, Study on behalf of ECOTEC Research & Consulting.
- European Commission (1997), 'Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive', A report produced for the European Commission DG XI, Contract number B4 3040/95/001047/MAR/B1, Luxembourg.
- European Commission (2000), 'Second annual survey on the implementation and enforcement of Community environmental law, January 1998 to December 1999', Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Foulon, J., Lanoie, P. and Laplante, B. (2000), 'Incentives for Pollution Control: Regulation and (?) or (?) Information', World Bank Policy Research Working Paper No. 2291, The World Bank, February 2000.
- Garbe, C. (1996), 'Subsidiarity and European Environmental Policy: An Economic Perspective', *Basler Schriften zur Europäischen Integration* Nr. 19, Europainstitut der Universität Basel.
- Glachant, M. (2000), 'The Implementation of EU Environmental Policies - The Need for Adaptability', Research Policy Brief, Cerna, Ecole des Mines de Paris.
- Glachant, M. (ed.) (2001), *Implementing European Environmental Policy. The Impacts of Directives in the Member States*, New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar, Cheltenham/UK, Northampton/MA/USA.
- Gray, W.B. and Deily, M.E. (1996), 'Compliance and Enforcement: Air Pollution Regulation in the U.S. Steel Industry', *Journal of Environmental Economics and Management*, **31**, 96-111.
- Gray, W.B. and Shadbegian, R.J. (2000), 'When is Enforcement Effective - or Necessary?', NBER Environmental Economics Workshop, August 8, 2000.
- Haas, P.M. (1998), 'Compliance with EU directives: insights from international relations and comparative politics', *Journal of European Public Policy*, **5** (1), March 1998, 17-37.
- Haigh, N. (1997/1998), 'Effective Environmental Protection: Challenges for the Implementation of EC Law', background paper for a joint public hearing in 1996, in: House of Lords, Select Committee on European Communities, Second Report, Session 1997-98, Appendix 5.
- Hannequart, J.-P. (1993), *Le droit européen des déchets*, Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement, Bruxelles.
- Harford, J.D. (1991), 'Measurement Error and State-Dependent Pollution Control Enforcement', *Journal of Environmental Economics and Management*, **21**, 67-81.
- Harford, J.D. (1993), 'Improving on the Steady-State in the State-Dependent Enforcement and Pollution Control', *Journal of Environmental Economics and Management*, **24**, 133-138.
- Harford, J.D. and Harrington, W. (1991), 'A Reconsideration of enforcement leverage when penalties are restricted', *Journal of Public Economics*, **45**, 391-395.

- Harford, J.D. (2000), 'Initial and Continuing Compliance and the Trade-Off between Monitoring and Control Costs', *Journal of Environmental Economics and Management*, **40**, 151-163.
- Harrington, W. (1988), 'Enforcement Leverage when Penalties are Restricted', *Journal of Public Economics*, **37**, 29-53.
- Harrison, K. (1995), 'Is Cooperation the Answer? Canadian Environmental Enforcement in Comparative Context', *Journal of Policy Analysis and Management*, **14** (2), 221-244.
- Hartman, R.S., Huq, M. and Wheeler, D. (1997), 'Why Paper Mills Clean Up: determinants of Pollution Abatement in Four Asian Countries', Policy Research Working Paper #1710. The World Bank (January 1997).
- Hausman, J. and McFadden, D. (1984), 'Specification tests in econometrics', *Econometrica*, **52**, 1219-1240.
- Haverland, M. (1999), 'National Adaptation to European Integration: The Importance of Institutional Veto Points', RSC Working Paper No 99/17, European University Institute, Florence, Italy.
- Health and Safety (Emissions into the Atmosphere) (Amendment) Regulations 1989, Statutory Instrument 1989 No. 319, of 2 March 1989.
- Helland, E. (1998a), 'Environmental protection in the federalist system: The political economy of NPDES inspections', *Economic Inquiry*, **36** (2), 305-319.
- Helland, E. (1998b), 'The enforcement of pollution control laws: inspections, violations, and self-reporting', *The review of Economics and Statistics*, **80** (1), 141-153.
- Heyes, A.G. (1996), 'Cutting environmental penalties to protect the environment', *Journal of Public Economics*, **60**, 251-265.
- Heyes, A.G. (1998), 'Making Things Stick: Enforcement and Compliance', *Oxford Review of Economic Policy*, **14** (4), 50-63.
- Heyes, A. (2000), 'Implementing Environmental Regulation: Enforcement and Compliance', *Journal of Regulatory Economics*, **17** (2), 107-129.
- Hoel, M. (1999), 'Transboundary environmental problems', in J.C.J.M. van den Bergh (ed.) (1999), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, 472-487.
- HOLSCEC (1992), Implementation and Enforcement of Environmental Legislation, Volume I - Evidence, House of Lords Papers 53-II, The Stationary Office, London.
- HOLSCEC (1997/98), House of Lords, Select Committee on European Communities, Second Report, Session 1997-98.
- Hudson, B. (1989), 'Michael Lipsky and street level bureaucracy - A neglected perspective', in L. Barton, (1989), *Disability and Dependency*, Falmer Press, London.
- IMPEL (2003), 'Effective Enforcement Needs a Good Legal Base: Final Report of the IMPEL Better Legislation Project', European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law, A. Farmer, I. Skinner and P. Beyer (authors), <http://www.ieep.org.uk>
- Inman, R.P. and Rubinfeld, D.L. (1998), 'Subsidiarity and the European Union', NBER Working Paper Series, Working Paper 6556, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA.
- ITOM 6 (1995), '*Sixième inventaire des installations de traitement; de transit ou de mise en décharge des déchets ménagers et assimilés en France*', AGHTM et ADEME, France.

- Jordan, A. (1999), 'The implementation of EU environmental policy: a policy problem without a political solution?', *Environment and Planning - part C - Government and Policy*, **17**, 69-90.
- Kleit, A.N., Pierce, M.A. and Hill, R.C. (1998), 'Environmental Protection, Agency Motivations, and Rent Extraction: the Regulation of water Pollution in Louisiana', *Journal of Regulatory Economics*, **13**, 121-137.
- Knill, C. (ed.) (1997a), 'The Impact of National Administrative Traditions on the Implementation of EU Environmental Policy', Preliminary research report for the Commission of the European Union, DG XI, Robert Schuman Centre, European University Institute, Italy.
- Knill, C. (1997b), 'Implementing European Policies: The Impact of National Administrative Traditions', EUI Working Paper, RSC No. 97/56, European University Institute, Italy.
- Knill, C. (1998), 'European Policies: The Impact of National Administrative Traditions', *Journal of Public Policy*, **18** (1), 1-28.
- Knill, C. and Lenschow, A. (1997), 'Coping with Europe: The Impact of British and German Administrations on the Implementation of EU Environmental Policy' EUI Working Paper, RSC No. 97/57, European University Institute, Italy.
- Kolstad, C.D. (2000), *Environmental Economics*, Oxford University Press, New York/Oxford.
- Krämer, L. (1995), *EC Treaty and Environmental Law*, second edition, Sweet and Maxwell, London.
- Kraemer, R. A. (no date), 'Results of the "Cardiff-Processes" - Assessing the State of Development and Charting the Way Ahead', Report to the German Federal Environmental Agency and the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Ecologic - Institute for International and European Environmental Policy, http://europa.eu.int/comm/environment/integration/german_study.pdf.
- Krutilla, K. (1999), 'Environmental policy and transactions costs', in J.C.J.M. van den Bergh (ed.) (1999), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, 249-264.
- KrW-/AbfG, Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz) vom 27. September 1994 (BGBl. I 1994 S. 2705, BGBl. I 1996 S. 1354).
- Laffont, J.-J. and Pouyet, J. (2000), 'The Subsidiarity Bias in Regulation', Papers 96/00, Toulouse, Institut Economie Industrielle.
- Landsberger, M. and Meilijson, I. (1982), 'Incentive generating state dependent penalty system', *Journal of Public Economics*, **19**, 333-352.
- Lanoie, P., Laplante, B. and Roy, M. (1997), 'Can Capital Markets Create Incentives for Pollution Control?', PRD Working Paper #1753, The World Bank, April 1997.
- Laplante, B. and Rilstone, P. (1996), 'Environmental Inspections and Emissions in the Pulp and Paper Industry in Quebec', *Journal of Environmental Economics and Management*, **31**, 19-36.
- Lehmann, M. (1997), 'Eine ökonomische Theorie informalen Verwaltungshandelns im Umweltschutz', Diskussionsbeiträge des Fachbereichs Wirtschaftswissenschaft an der Freien Universität Berlin, Volkswirtschaftliche Reihe, Nr. 23/1997, Berlin.
- Liefferink, D. and Andersen, M.S. (1998), 'Strategies of the 'green' member states in EU environmental policy making', *Journal of European Public Policy*, **5** (2), June 1998, 254-70.

- Lipsky, M. (1980), 'Street-level bureaucracy - An introduction', in M. Lipsky (ed.) (1980), *Street-level Bureaucracy: Dilemmas of the individual in public services*, Russel Sage Foundation, New York.
- Loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux, JORF, 21 septembre 2000.
- Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement, JORF n° 162, 14.7.1992.
- Lübbe-Wolff, G. (1993), 'Vollzugsprobleme der Umweltverwaltung' *Natur + Recht*, **5**, 217-229.
- Lulofs, K. (2000), 'Adjustments in the Dutch Domestic Waste Incineration Sector in the Context of the European Directive 89/429/EEC', Research Paper 2000-B-6, Cerna/Ecole des Mines de Paris, France.
- Lulofs, K. (2001), 'Implementing Command and Control Directives: the Case of Directive 89/429/EEC', in M. Glachant (ed.) (2001), *Implementing European Environmental Policy: the Impacts of Directives in the Member States*, New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar, Cheltenham/UK, Northampton/MA/USA.
- Maastricht Treaty (1992), Treaty on European Union (1992), OJ C 191, 29 July 1992.
- Macrory, R. (1992), 'The Enforcement of Community Environmental Laws: Some Critical Issues', *Common Market Law Review*, **29**, 347-369.
- Macrory, R. and Purdy, R. (1997), 'The enforcement of EC environmental law against member states', in J. Holder (ed.) (1997), *The impact of EC environmental law in the UK*, John Wiley, Chichester, Sussex.
- Magat, W.A. and Viscusi, W.K. (1990), 'Effectiveness of the EPA's Regulatory Enforcement: The Case of Industrial Effluent Standards', *Journal of Law and Economics*, **13** (October 1990), 331-360.
- Malik, A.S. (1990), 'Markets for Pollution Control when Firms Are Noncompliant', *Journal of Environmental Economics and Management*, **18**, 97-106.
- Malik, A.S. (1992), 'Enforcement costs and the Choice of Policy Instruments for Controlling Pollution', *Economic Inquiry*, **XXX**, 714-721.
- Malik, A.S. (1993), 'Self-Reporting and the Design of Policies for Regulating Stochastic Pollution', *Journal of Environmental Economics and Management*, **24** (3), 241-257.
- Manciet, Fabienne (1997), 'Analyse de l'efficacité de la politique de gestion des déchets', Etude réalisée pour la Direction de la Prévision, Bureau de l'Agriculture et de l'Environnement, Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie, Octobre 1997, Université des Sciences Sociales, Université Paul Sabatier.
- MarketLine (1994), 'France - Waste Management Report', MarketLine International Ltd., London.
- Markusen, J.; Morey, E. and Olewiler, N. (1993), 'Environmental Policy When Market Structure and Plant Locations are Endogenous', *Journal of Environmental Economics and Management*, **24**, 69-86.
- Markusen, J.R.; Morey, E.R. and Olewiler, N. (1995), 'Competition in regional environmental policies when plant locations are endogenous', *Journal of Public Economics*, **56**, 55-77.
- MATE (1998), Résultats de mesures de dioxines et furanes réalisées au titre de l'année 1997 à l'émission des usines d'incinération d'ordures ménagères d'une capacité totale supérieure à 6 tonnes par heure, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 16 septembre 1998, <http://www.environnement.gouv.fr>.

- MATE (2001a), Le parc des usines d'incinération d'ordures ménagères d'une capacité inférieure à six tonnes par heure, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 22 janvier 2001, <http://www.environnement.gouv.fr>.
- MATE (2001b), Le parc des usines d'incinération d'ordures ménagères d'une capacité inférieure à six tonnes par heure, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 23 novembre 2001, <http://www.environnement.gouv.fr>.
- MATE (2002), Le parc des usines d'incinération d'ordures ménagères, Etat des lieux, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. 30 janvier 2002, <http://www.environnement.gouv.fr>.
- MEDD (2002), Usines d'incinération d'ordures ménagères non-conformes, Ministère de l'écologie et du développement durable, 27 juin 2002, <http://www.environnement.gouv.fr>.
- MEDD (2003), Le parc des usines d'incinération d'ordures ménagères, Etat des lieux, Ministère de l'écologie et du développement durable, 6 janvier 2003, <http://www.environnement.gouv.fr>.
- Mendrinou, M. (1996), 'Non-compliance and the European Commission's role in integration', *Journal of European Public Policy*, **3** (1), 1-22.
- Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (1998), Waste in the Netherlands, Information, Directorate of Waste Management Policy, The Hague/the Netherlands.
- Milhau. A. and Pernin. H. (1994), 'Traitement des gaz provenant de l'incinération de déchets', *Revue générale de Thermique*, Hors série, juin 1994, 41-48.
- Mitchell, R.B. (1996), 'Compliance Theory: An Overview', in J. Cameron, J. Werksman and P. Roderick (eds.) (1996), *Improving compliance with international environmental law*, Earthscan, London, 3-28.
- Mixon, F.G. (Jr.) (1995), 'Public choice and the EPA: Empirical evidence on carbon emission violations', *Public Choice*, **83**, 127-137.
- Nadeau, L.W. (1997), 'EPA Effectiveness at Reducing the Duration of Plant-Level Noncompliance', *Journal of Environmental Economics and Management*, **34**, 54-78.
- Niskanen, W. (1975), 'Bureaucrats and Politicians', *Journal of Law and Economics*, **18** (3), 617-643.
- Nordström, H. and Vaughan, S. (1999), 'Trade and Environment', Special Studies 4, World Trade Organization, Lausanne, Geneva.
- Oates, W.E. (1972), *Fiscal Federalism*, Harcourt Brace Janovich, New York.
- Oates, W.E. (1999), 'An Essay on Fiscal Federalism', *Journal of Economic Literature*, **XXXVII** (September 1999), 1120-1149.
- Oates, W.E. (2001), 'A Reconsideration of Environmental federalism', Discussion Paper 01-54, Resources for the Future.
- Oates, W.E. and Schwab, R.M. (1988), 'Economic Competition Among Jurisdictions: Efficiency Enhancing or Distortion Inducing?', *Journal of Public Economics*, **35**, 333-353.
- OECD (1997), *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris/France.
- OECD (2001), *Environmentally Related Taxes in OECD Countries, Issues and Strategies*, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris/France.

- OJ C 69 a, Résolution législative portant avis du Parlement européen sur la proposition de la Commission au Conseil relative à une directive concernant la réduction de la pollution atmosphérique en provenance des installations existantes d'incinération des déchets municipaux, OJ C 69/223, 20.3.1989.
- OJ C 69 b, Proposition de directive du Conseil concernant la prévention de la pollution atmosphérique en provenance des installations nouvelles d'incinération des déchets municipaux, Texte modifié par le Parlement européen, OJ C 69/212-222, 20.3.1989.
- OJ C 138/17.5.1993, Fifth Environmental Action Programme, Council Resolution of 1 February 1993 on a Community programme of policy and action in relation to the environment and sustainable development.
- OJ C 328/7.12.1987, Fourth Environmental Action Programme, Council Resolution of 19 October 1987 on the continuation and implementation of a European Community policy and action programme on the environment (1987-1992).
- OJ L 242/10.9.2002, Decision No 1600/2002/EC of the European Parliament and of the Council of 22 July 2002 laying down the Sixth Community Environment Action Programme.
- Oljaca, N., Keeler, A.G. and Dorfman, J. (1998), 'Penalty Functions for Environmental Violations: Evidence from Water Quality Enforcement', *Journal of Regulatory Economics*, **14**, 255-264.
- Pargal, S., Mani, M. and Huq, M. (1997), 'Inspections and Emissions in India - Puzzling Survey Evidence on Industrial Water Pollution', PRD Working Paper #1810, The World Bank.
- Pech, S. and Pfaffermayr, M. (1998), 'Strategic environmental taxation in the presence of involuntary unemployment and endogenous location choice', Working Paper No. 9824, 11-1998, Department of Economics, University of Linz.
- Peltzman, S. (1976), 'Towards a More General theory of Regulation', *Journal of Law and Economics*, **19**, 211-248.
- Pernin, H. (1997), 'Aides financiers de l'ADEME aux UIOM, pour l'épuration des gaz. Retour d'expérience sur la période 1986 à 1996', Document préparatoire de la réunion du 20 février 1997 au Ministère de l'Environnement, ADEME, Angers.
- Polinsky, A.M. and S. Shavell (1992), 'Enforcement Costs and the Optimal Magnitude and Probability of Fines', *Journal of Law and Economics*, **35**, 133-148.
- Polinsky, A.M. and Shavell, S. (2000), 'The Economic Theory of Public Enforcement of Law', *Journal of Economic Literature*, **XXXVIII** (March 2000), 45-76.
- Porter, M.E. & Van der Linde, C. (1995), 'Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship', *Journal of Economic Perspectives*, **9** (4), 97-118.
- Pressman, J.L. and Wildavsky, A. (eds.) (1984), *Implementation - How Great Expectations in Washington Are Dashed in Oakland; Or, Why It's Amazing that Federal Programs Work at All, This Being a Saga of the Economic Development Administration as Told by Two Sympathetic Observers Who Seek to Build Morals on a Foundation of Ruined Hopes. The Oakland Project*, Third Edition, Expanded, University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London.
- Pridham, G (1996), 'Environmental Policies and Problems of European Legislation in Southern Europe', *South European Society and Politics*, **1** (1), 47-73.
- Process Guidance Note IPR 5/3 (1992), Waste Disposal & Recycling, Municipal Waste Incineration, Chief Inspector's Guidance to Inspectors, Environmental Protection Act 1990, HMSO/London.

- Process Guidance Note PG 5/4 (91), Secretary of State Guidance - General Waste Incineration Processes under 1 t/h, [revised in 1995 as PG 5/4 (95)], UK.
- Rauscher, M. (1999), 'Environmental policy in open economies', in J.C.J.M. van den Bergh (ed.) (1999), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, 395-403.
- Reuther, C.G. (2000), 'Winds of Change: Reducing Transboundary Air Pollutants', Focus, *Environmental Health Perspectives*, **108** (4), April 2000.
- Richtlijn Verbranden 1989, (Guideline Incineration 1989) (1989), Stcrt., nr. 188.
- Rijkkema, L.P.M. (1993), 'The impact of a change in EC legislation on the combustion of municipal solid waste', TNO report 93-312.
- Sabatier, P.A. (1986), 'What Can We Learn from Implementation Research?' in F.-X. Kaufmann, G. Majone and V. Ostrom (eds.) (1986), *Guidance, Control, and Evaluation in the Public Sector, The Bielefeld Interdisciplinary Project*, Walter de Gruyter, Berlin/New York.
- Sabatier, P.A. (1988), 'An advocacy coalition framework of policy change and the role of policy-oriented learning therein', *Policy Sciences*, **21**, 129-168.
- Schmitt-Tegge, J.D. (1993), 'Die Situation der Hausmüll- und Sondermüllverbrennung im Jahre 1992 in der Bundesrepublik Deutschland', *VGB Kraftwerkstechnik* **73** (8), 730-733.
- Schucht, S. (2000), 'The Implementation of the Municipal Waste Incineration Directive (89/429) in France', Research Paper 2000-B-1, Cerna/Ecole des Mines de Paris, France.
- Schucht, S.; Bültmann, A.; Eames, M. and Lulofs, K. (2001), 'Implementation of the European Municipal Waste Incineration Directive (89/429/EEC): Lessons From Four Member States', *European Environment*, special edition on 'The implementation of EU environmental policy', **11** (5), September - October 2001, 265-280.
- SEC 1999/592, 'First annual survey on the implementation and enforcement of Community environmental law, October 1996 to December 1997', European Commission, adopted as Commission Services working paper on 27.4.1999.
- Shapiro, P. (1996), 'Which Level of Government Should Be Responsible for Environmental Regulation? The Federalists Versus Calhoun', in J.B. Braden, H. Folmer, T.S. Ulen (eds.) (1996), *Environmental Policy with Political and Economic Integration, The European Union and the United States*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US.
- Shimshack, J.P. and Ward, M.B. (2004), 'Enforcement and Environmental Compliance. A Statistical Analysis of the Pulp & Paper Industry', Working Paper, Tufts University, Medford, MA.
- Shimshack, J.P. and Ward, M.B. (no date), 'The Impact of Fines, Inspections, and Self-Reporting on Environmental Compliance, A Case Study of the Pulp & Paper Industry', University of California, Berkeley.
- Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe - 17. BImSchV) vom 23. November 1990. BGBl. No. 64 vom 30. November 1990 (BGBl. I p. 2545, 2832) - (BGBl. III 2129-8-1-17).
- Single European Act (1987), OJ L 169 of 29 June 1987.
- Sinnott, R. (1994), 'Integration Theory, Subsidiarity and the Internationalisation Issues: The Implication for Legitimacy', EUI Working Paper, RSC No. 94/13, European University Institute, Robert Schuman Centre, Italy.

- Smith, A. (2000), 'Fitting in with Brussels: Implementing the Urban Waste Water Treatment Directive in England and Wales', *Journal of Environmental Policy and Planning*, 2 (2), 115-134.
- SOFRES Conseil (1998a), 'Analyse des coûts de gestion des déchets municipaux, Rapport de la Phase 1', Etude pour l'ADEME - l'AMF, Avril 1998.
- SOFRES Conseil (1998b), 'Analyse des coûts de gestion des déchets municipaux, Rapport de la Phase 2', Etude pour l'ADEME - l'AMF, Octobre 1998.
- Sorrell, S. (2001), 'The meaning of BATNEEC: Interpreting excessive costs in UK industrial pollution regulation', SPRU, University of Sussex, Brighton/UK.
- Statistisches Bundesamt (1996), 'Öffentliche Abfallbeseitigung 1993', Fachserie 19, Reihe 1.1, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Steiner, J. (1995), '*Enforcing EC Law*', Blackstone Press Limited, London.
- Stigler, G.J. (1971), 'The Theory of Economic Regulation', *The Bell Journal of Economics and Management Science*, 2, 3-21.
- TA Luft (1986), Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft), vom 27. Februar 1986, Gemeinsames Ministerialblatt (GMBL.) 1986, 95-143, ber. 202.
- Tobey, J. (1990), 'The Effects of Domestic Environmental Policies on Patterns of World Trade: an Empirical Test', *Kyklos*, 43, 191-209.
- Treaty of Amsterdam (1997), Treaty of Amsterdam amending the Treaty on European Union, the Treaties establishing the European Communities and related acts, OJ C 340, 10 November 1997.
- Treaty of Rome (1957), Treaty establishing the European Community of 25 March 1957, Consolidated version of the Treaty establishing the European Economic Community, OJ C 340, 10 November 1997.
- TSM N° 9 (1994), 'Politique de gestion des déchets en France - Etat de l'art', ISWA - International Solid Waste Association, Septembre 1994.
- UBA, 08/1999, 'Thermische, mechanisch-biologische Behandlungsanlagen und Deponien für Siedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland', Umweltbundesamt, Fachgebiet III 3.3, Berlin.
- Ulph, A. (1996), 'Strategic Environmental Policy, International Trade and the Single European Market', in J.B. Braden, H. Folmer and T.S. Ulen (eds.) (1996), *Environmental Policy with Political and Economic Integration, The European Union and the United States*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US, 235-256.
- Ulph, A.M. (1999), 'Strategic environmental policy and foreign trade', in J.C.J.M. van den Bergh (ed.) (1999), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, 433-448.
- Wang, H. (2000), 'Pollution Charge, Community Pressure and Abatement Cost: An Analysis of Chinese Industries', Development Research Group, The World Bank, January 2000.
- Wang, H., Mamingi, N., Laplante, B. and Dasgupta, S. (2001), 'Incomplete Enforcement of Pollution Regulation: Bargaining Power of Chinese Factories', Development Research Group, The World Bank (August 2001).
- Wang, H. and Wheeler, D. (2000), 'Endogenous Enforcement and Effectiveness of China's Pollution Levy System', Development Research Group, The World Bank.
- Waste Incineration (Air Emission) Decree, Decree of 7 January 1993, containing provisions for the prevention and reduction of air pollution caused by establishments for waste incineration, The Hague/Netherlands.

- Wheeler, D. (2001), 'Racing to the Bottom? Foreign Investment and Air Pollution in Developing Countries'. World Bank Research Working Paper no. 2524, The World Bank.
- Wilkinson, D. (1992), 'Maastricht and the Environment', Institute for European Environmental Policy, London.
- Woerdman, E. (2001), 'Developing a European Carbon Trading Market: Will Permit Allocation Distort Competition and Lead to State Aid?', Paper presented at the Workshop on 'Trade and the Environment in the Perspective of the European Enlargement', May 17-18, 2001, Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Milan, Italy.
- Zarsky, L. (1999), 'Havens, Halos and Spaghetti: Untangling the Evidence about Foreign Direct Investment and the Environment', CCNM/EMEF/EPOC/CIME(98)5, Paper presented in the Conference on Foreign Direct Investment and the Environment, OECD Environment Directorate, The Hague, Netherlands, 28-29 January 1999.
- 75/442/EEC, Council Directive of 15 July 1975 on waste, OJ L 194/39-41 of 25.7.1975
- 88/C318/02, Avis sur la proposition de directive du Conseil concernant la prévention de la pollution atmosphérique en provenance des installations nouvelles d'incinération des déchets municipaux, et la proposition de directive du Conseil concernant la réduction de la pollution atmosphérique en provenance des installations existantes d'incinération des déchets municipaux, OJ C 318/3-6, 12.12.1988.
- 88/609/EEC, Directive on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants, OJ L 336/1, 7.12.1988.
- 89/369/EEC, Council Directive of 8 June 1989 on the prevention of air pollution from new municipal waste incineration plants, OJ L 163/32-36, 14.6.1989.
- 89/429/EEC, Council Directive of 21 June 1989 on the reduction of air pollution from existing municipal waste-incineration plants, OJ L 203/50-54, 15.7.1989.
- 91/156/EEC, Council Directive of 18 March 1991 amending Directive 75.442/EEC on waste, OJ L 78/32-37, 26.3.1991.
- 97/C 321/01, Council resolution of 7 October 1997 on the drafting, implementation and enforcement of Community environmental law, OJ C 321/1-5, 22.10.1997.
- 259/93/EEC, Council Regulation (EEC) No 259/93 of 1 February 1993 on the supervision and control of shipments of waste within, into and out of the European Community, OJ L 030/1-28, 6.2.1993.
- 2000/60/EC, Directive of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, OJ L 327, 22.12.2000.