

UNIVERSITEIT ANTWERPEN

FACULTEIT TOEGEPASTE INGENIEURSWETENSCHAPPEN

Geluidsverminderend effect van vegetatie en een gronddam

Adriaenssens Ellen
Van Huffelen Daphne

Masterproef voorgedragen tot het bekomen
van de graad van:

Master of Science in de industriële wetenschappen
Bouwkunde

Promotor(en): prof. Dr. Ing. Vuye Cedric

Copromotor: /

Extern: Ing. Buytaert Ann (AWV)
Ir. Vanhooreweder Barbara (AWV)

UNIVERSITEIT ANTWERPEN

FACULTEIT TOEGEPASTE INGENIEURSWETENSCHAPPEN

Geluidsverminderend effect van vegetatie en een gronddam

Adriaenssens Ellen
Van Huffelen Daphne

Masterproef voorgedragen tot het bekomen
van de graad van:

Master of Science in de industriële wetenschappen
Bouwkunde

Promotor(en): prof. Dr. Ing. Vuye Cedric

Copromotor: /

Extern: Ing. Buytaert Ann (AWV)
Ir. Vanhooreweder Barbara (AWV)

Sound attenuation due to vegetation belts and earth berms

E. Adriaenssens ^a, D. Van Huffelen ^a, C. Vuye ^a, A. Buytaert ^b and B. Vanhooreweder ^c

^a Faculty of Applied Engineering, University of Antwerp
Groenenborgerlaan 171, 2020 Antwerp, Belgium

^b Department Road Constructions, Agency for Roads and Traffic
Olympiadenlaan 10, 1140 Evere (Brussels), Belgium

Contact: ellen.adriaenssens@student.uantwerpen.be
daphne.vanhuffelen@student.uantwerpen.be

Abstract: This paper researches the noise-reducing effect of a vegetation belt and an earth berm. The reduction of road traffic noise is essential to minimize the negative effects of this noise to the human health and the environment. Green zones such as vegetation belts and earth berms are implemented as a way to reduce this annoyance. In order to analyze the noise-reducing effect, a literature overview is made. After this literature study ten in situ measurements took place: five in a vegetation belt and five behind an earth berm, both with a corresponding open reference field. These measurements were processed afterwards, whereby the influence of the temperature and the traffic intensity were taken into account. When comparing the results of the vegetation and the earth berm, it can be concluded that the earth berm has a higher sound attenuation. However, the weather conditions and the traffic intensity for both locations were different, which needs to be taken into account.

Keywords: Sound attenuation, traffic noise, vegetation, earth berm, weather conditions, PCE

1 Introduction

Road traffic noise can be a major issue of annoyance to local residents in urban areas. This annoyance can adversely affect the human health and nature. In order to limit this nuisance and additional negative consequences, multiple studies are ongoing to optimize the existing measures as well as to be able to develop new measures. Examples of such measures are a sound barrier and green zones such as an earth berm and a vegetation belt.

As a result of the urbanization of Flanders, many green zones are disappearing, which has a negative effect on the environment and the climate. Since climate change is a current topic, it is of importance to advance research of these green zones in order to optimize the noise-reducing effect of vegetation and earth berms.

Because the mobility and therefore also the road traffic increases, the noise nuisance increases as well. Furthermore, the habitation around the

roads has also grown. Due to these two simultaneous increases, several people are exposed to health risks. In order to avoid, prevent or reduce this problem, the European Directive 2002/49/EC on the assessment and management of environmental noise was drawn up on June 25th 2002 [1]. This guideline was then transposed into Flemish legislation that became available in 2005 as the second part of VLAREM II. [2-4]

The investigation into the reduction of road traffic noise is led by AWV, the Roads and Traffic Agency in Flanders. In this study, noise measurements are performed in collaboration with AWV in a vegetation belt and behind an earth berm, as well as at a nearby open reference field. The results of these measurements are then compared with each other, from which a conclusion can be drawn regarding the benefits of green zones. The main research question for this study is as follows: 'What is the noise-reducing effect of a vegetation belt and an earth berm on road traffic noise?'

In this paper we discuss the theoretical background of the sound attenuation due to vegetation and an earth berm. Furthermore, the research methodology is given. Next, we discuss the measurements of our results. To finish this paper, we formulate a conclusion that answers to the main research question.

2 Theoretical background

In this section we briefly discuss the influence of the weather, the sound attenuation due to vegetation and an earth berm.

2.1 Influence of the weather

The sound propagation depends on various factors. One of these factors is the atmosphere, more specific the temperature, the wind and the rain. In the following sections, we discuss the influence of each parameter.

2.1.1 Temperature

The temperature is a gradient that varies with the height relative to the ground. Because of this, the sound waves get interrupted and can change direction.

There are two situations: a warm day (Figure 1) and a cold day (Figure 2). In the first situation the temperature close to the earth is warmer than the temperature in the air. As a result, the lower sound waves rise more than the upper sound waves. This is because the sound moves faster in a warm state than in a cold state. Consequently, an upwards refraction of the sound waves is created, and the environment has less noise nuisance. In this condition, we also talk about acoustic shadows. These are zones where the sound pressure level is very low. In the second situation, the cold day, the temperature close to the earth is colder than the temperature in the air. As a result, the upper sound waves rise faster than the lower sound waves. For this reason, the lower sound waves are bent downwards. On a cold day, the environment has thus more noise nuisance. [5-8]

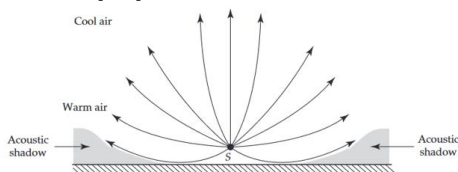


Figure 1: Refraction on hot day [5]

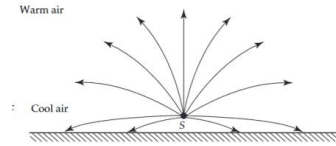


Figure 2: Refraction on cold day [5]

2.1.2 Wind

The influence of wind is similar to the influence of the temperature: the velocity of the wind varies with the height relative to the ground. In regular, it is known that wind close to the earth surface moves faster than wind in the air.

There are two situations: upwind and downwind. In the first situation, the sound waves are bent upwards. Consequently, acoustic shadows are formed, and the environment has less noise nuisance. In the second situation, the sound waves are bent downwards. The environment has thus more noise nuisance. Figure 3 is a visual representation of the wind effect. [5-9]

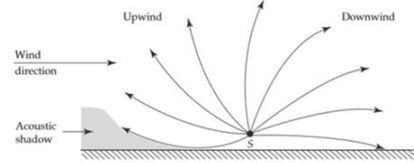


Figure 3: The effect of wind [5]

2.1.3 Rain

The third and last factor also influences the sound pressure level. In general, it is assumed that road noise increases during a rainy day. Multiple researches confirm this assumption. To compare the influence of a dry road surface and a wet road surface on the sound propagation, research has been done where a SPB-measurement was accomplished. The following frequency spectrum was obtained [10, 11]:

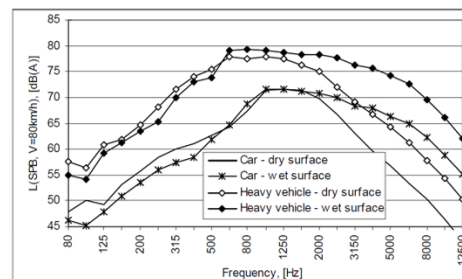


Figure 4: Frequency spectrum dry vs wet surface [11]

At frequencies higher than 2000 Hz, the noise level on wet road surfaces is significantly higher than on a dry road surface, for both light and heavy vehicles. [10-11]

2.1.4 Partial conclusion

We can conclude that the three parameters have significant influences on the sound propagation. However, they hardly occur separately. In most cases there is a combination of wind and temperature and/or rain.

For this research, only the temperature, wind speed and wind direction are taken into account. This is because no measurements can be done in bad weather conditions. However, it must still be taken into account that a road surface can still be damp due to rainfall from the night before the measurements. With each measurement, the wind speed, wind direction and the temperature are therefore measured separately by adapted equipment.

2.2 Vegetation

A number of studies have been done in order to evaluate the capacity of vegetation belts to reduce road traffic noise. In this paper we discuss the three mechanisms that contribute to this reduction. In addition, the various vegetation characteristics that influence these mechanisms are also covered in the following paragraphs.

2.2.1 Mechanisms of sound attenuation

There are three important mechanisms that contribute to the sound reducing effect of a vegetation belt, namely absorption, scattering and reflection and finally the soil effect.

a) Absorption

Sound can be reduced by absorption through the soil. The more porous the vegetation soil, the more sound waves it will absorb. Moss and the foliage that covers the soil will contribute to the reducing effect. [12] According to a study at the University of Ghent [13], the reduction of traffic noise increases as the speed of the vehicles also increases. For this research a constant speed of 120 km/h is assumed. The investigation [13] also concluded that, with increasing height above the ground surface, the effect of soil absorption will decrease. This decrease is more prominent at higher speeds than at low speeds. Also, the leaves on trees in a vegetation belt contribute to the sound reduction of traffic noise. [14] Research shows that the amount of sound energy that is absorbed by a single leaf is rather small. However, due to the large amount of foliage in a vegetation

belt, the absorption by this foliage can nevertheless play an important role in the noise-reducing effect. Finally, there is also sound absorption by tree bark and branches. Simulations performed by Renterghem et al. [13] show that there is a higher insertion loss, especially at higher frequencies. One tree can only absorb little sound through its trunk and branches. However, this absorption is repeated multiple times due to scattering and reflection of the sound waves between the different trees. [15]

b) Scattering and reflection

Scattering and reflection of sound waves do not result in a loss of acoustical energy. However, it causes the sound waves to leave the direct path between the source and the receiver, which results in lower sound pressure levels at the receiver's end. [16] A numerical simulation has been made of the various scattering processes that take place through a vegetation belt. [17] Figure 5 shows the sound propagation in time over an open field on the left and the propagation through a vegetation belt on the right. In case of an open field, the progression of the sound waves shows a cylindrical pattern, in contrast to a vegetation belt in which a very diffuse sound field is produced. The blue colors indicate low sound pressure levels and the green-yellow zones indicate high sound pressure levels. [17]

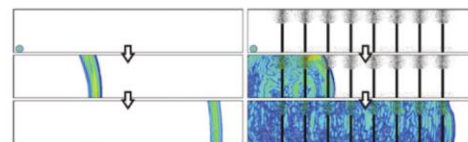


Figure 5: Simulation of the sound propagation over open field (left) and through vegetation (right) [17]

c) Soil effect

A third and last sound attenuating mechanism is called 'the ground effect'. This phenomenon occurs when a sound wave that is reflected from the soil, interferes with a direct sound wave that comes directly from the source. Both waves work against each other resulting in a destructive interference, whereby the sound pressure level decreases sharply. The more porous the soil, the lower the frequencies at which this soil effect will occur. [16] This is in contrast with absorption and scattering and reflection; mechanisms that occur at high frequencies.

2.2.2 Planting scheme and stem diameter

Experiments show that a vegetation belt, organized according to a periodic grid, mainly causes peaks in sound attenuation at low frequencies (lower than 500 Hz). [18] This is due to the destructive interference between the scattered sound waves. The exact frequency range at which this noise reduction occurs, is highly dependent on the periodicity of the grid. The degree of noise reduction, however, depends on the density of the vegetation belt, meaning the number of trees per unit area. [18] Simulations also show that the insertion loss increases with the stem diameter of the trees for each type of planting scheme. [13] This numerical study researches the insertion loss of traffic noise for four different planting schemes (cubic, rectangular, face-centered cubic and trigonal) and for three different stem diameters (11 cm, 22 cm and 44 cm). According to the results it can be established that a rectangular planting scheme, with distances of one and two meters and with a stem diameter of 44 cm, will reduce the most traffic noise. It can also be concluded that the distance between the trees in the direction parallel to the road plays a prominent role in the extent to which the sound is reduced. [13]

Numerical simulations also show that an optimum sound-reducing effect occurs with a certain randomness (between 15 and 20%) in the position of the trees as well as the stem diameter. Finally, thanks to these simulations it can be established that, with a constant number of trees per unit area, an increase in stem diameter also results in a linear increase of the insertion loss (IL) of traffic noise, as shown on Figure 6 below. [17]

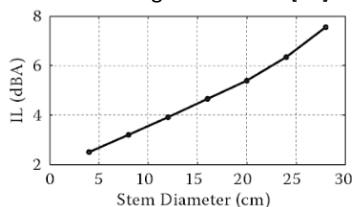


Figure 6: IL in function of stem diameter [17]

2.2.3 Length and width of the vegetation belt

With the increasing length of the vegetation belt, perpendicular to the road, the noise reduction of traffic noise also increases. From numerical simulations it can be determined that the

insertion loss increases linearly with the length of the vegetation belt (see Figure 7 (a)). [17]

Figure 7 (b) shows the insertion loss as a function of the width of a vegetation belt. At first, the graph shows linear behavior between the width and the noise reduction. However, at a given moment broadening the vegetation belt will no longer provide additional insertion loss. This explains the asymptotic course of the graph. [17] Moreover, the optimum width of a vegetation belt also depends on the distance between the sound source and the receiver. For example, receivers that are close to the source require a much less wide vegetation belt as opposed to receivers that are far away from the source and therefore require a wider belt. [17]

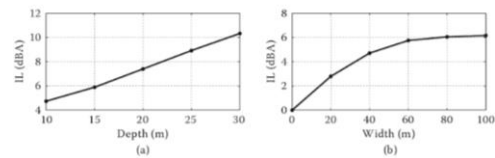


Figure 7: IL in function of (a) depth and (b) width [17]

2.2.4 Height of the vegetation belt

A study by Fang and Ling shows that, if the distance between the sound source and the receiver is less than eight times the height of the trees, a vegetation belt can be effective in reducing the road traffic noise. For example, if the source is 40 meters away from the receiver, a tree height of at least five meters is required to provide additional insertion loss. [19] Finally, a different research tells us that from a tree height of one meter, an additional increase in height no longer contributes to the noise reduction of a vegetation belt. [13]

2.2.5 Partial conclusion

From this research regarding the ability of vegetation belts to reduce road traffic noise, we can conclude that there are various parameters that contribute to this reduction and therefore need to be taken into consideration when searching for suitable measurement locations. For example, the width of the vegetation belt must be sufficiently large, so that noise coming from the sides of the belt is avoided. Moreover, we have also chosen to look for a sufficiently long vegetation belt, so that a linear relationship between length and noise reduction can be clearly concluded.

Lastly, as the results obtained in the studies discussed above are compared with the noise propagation over grassland, we have chosen to look for a similar reference field.

2.3 Earth berm

The attenuation of traffic noise due to earth berms depends on the design of the barrier. When we design an earth berm, a couple of parameters are important: the location of the diffraction point, the profile, the steepness of the slope and the type of covering. In the following sections, we discuss each parameter. [20-22]

2.3.1 Location of the diffraction point

Firstly, there is the location of the diffraction point which is the top of the earth berm. The top diffracts the traffic noise with a reduction of sound pressure level as a result. The shorter the distance between the diffraction point and the sound source, the more traffic noise can be attenuated. In this regard, a study of the Ministry of Transport and Highways of British Columbia [20] shows that a noise wall has a noise attenuation 3-4 dB higher than an earth berm with the same height, which is because the distance between the diffraction point of a noise wall and the sound source is smaller than the distance between the diffraction point of an earth berm and the sound source [20]. This is because of the width of the earth berm: an earth berm needs more space than a noise barrier. Consequently, a noise barrier can be placed closer to the noise source than an earth berm. If we want to get the same result as a noise wall here, we need to increase the height of the berm. Consequently, the height is also important for noise attenuation.

2.3.2 The profile

The second parameter that is important is the profile. In most cases, earth berms have two different cross sections: trapezoidal and triangular. Research by the Ministry of Transport and Highways of British Columbia [20] demonstrates that a trapezoidal cross section has higher noise attenuation than a triangular cross section. Nevertheless, the difference is minimal: 0.5-1 dB(A). [20]

Timothy Van Renterghem et al. [22] also studied the influence of the profile. This research compared the attenuation of the traffic noise due to earth berms and due to noise barriers. The study concluded that the profile of the earth berm, compared to a four-meter high wall, positioned at the same location, causes a variation in noise attenuation from -4 dB(A) to 6 dB(A) [22]. Furthermore, the study also concluded that a trapezoidal cross section has an attenuation of 3 to 4 dB(A) higher than a triangular cross section. [22]

The two studies both have different results, but the main result is similar, where an earth berm with a trapezoidal cross section has the highest noise attenuation.

2.3.3 The steepness of the slope

Besides the diffraction point and profile, the steepness of the slope also has a large impact on noise reduction.

In general, it is assumed that an earth berm with a steeper slope has the highest noise reduction, which is also confirmed by the study of the Ministry of Transport and Highways of British Columbia [20]. However, this study only investigates the influence of the steepness of the slope in absence of wind. When wind is present, the hypothesis mentioned above no longer applies. A study of the University of Ghent [21] reveals that wind also influences the impact of the steepness. If wind is present here, a small-angle wedge has the highest noise attenuation which is because a small-angle wedge is less influenced by the effects of wind. This is because a small-angle wedge is aerodynamically better than big-angle wedge. The University of Ghent [21] came to this conclusion by carrying out several simulations. In these simulations, the downward wind effects were simulated on different types of earth berms. The results of these simulations are visualized in Figure 8. Out of this visualization, we can conclude that a smaller slope is less affected by the downward wind effects and has therefore a higher noise attenuation. In addition, the study also concluded that a trapezoidal earth berm is less affected by the downward wind effects than a triangular earth berm. Therefore, a

trapezoidal earth berm attenuates more sound than a triangular earth berm, which we also discussed in paragraph 2.3.2. To find out more about this study, we refer to the Dutch version of our research.

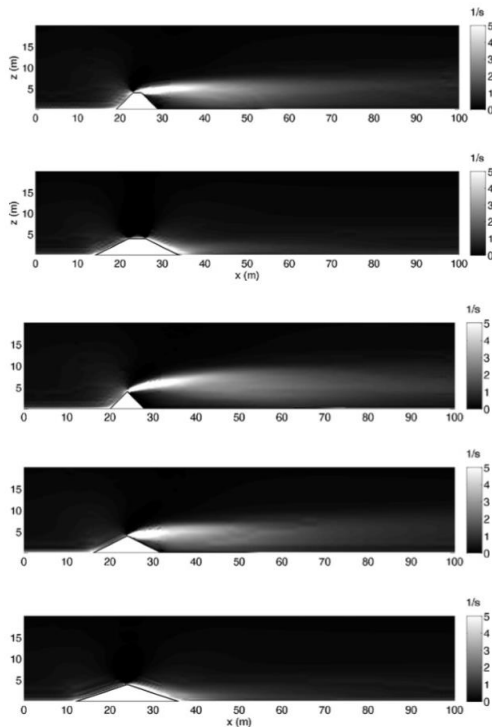


Figure 8: Downward effect of wind [21]

2.3.4 The type of covering

The last parameter that influences noise attenuation is the covering of the earth berm, more specific the acoustical properties of the covering. The studies of the Ministry of Transport and Highways of British Columbia [20] and the University of Ghent [21] both show that every covering has a different absorption factor. A previous study of Bouwman Wessel and Vermeire Alessandro [23] shows that this absorption factor depends on the porosity, roughness, flow resistivity and tortuosity. The two most important parameters are the porosity and the roughness. Furthermore, we also need to take into account, the steepness of the slope, the climate and the maintenance. Dependent on these factors, not all vegetation types and grass types can be planted on an earth berm.

2.3.5 Partial conclusion

In conclusion, it is clear that detailed preliminary research is necessary in order to determine a suitable design of an earth berm.

The choice between the various parameters is visualized in the following Figure 9.

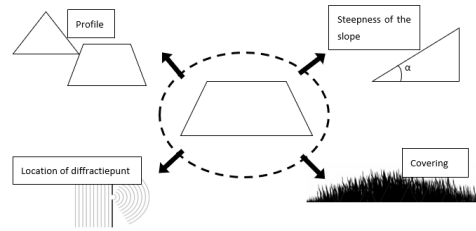


Figure 9: Overview parameters earth berm

3 Research methodology

In this chapter of the paper we discuss the measurement setup and the locations we used in order to determine the sound reduction of a vegetation belt and an earth berm.

3.1 Measurement setup

For this research, noise measurements were executed using two microphones (G.R.A.S. 46 AE) connected to a National Instruments data-acquisition system (NI-9234, cDAQ-9171) that imports data into the MATLAB workspace and that is converted to calibrated pressure values. The measurement setup is mounted at five different distances from the pavement, namely at 10 meters, 20 meters, 30 meters, 50 meters and 100 meters. At every distance, both microphones are mounted on a tripod: one at a height of 1.2 meters and one at a height of five meters.

For this thesis, the noise is measured behind an earth berm as well as in a vegetation belt. In order to be able to determine to what extent both methods reduce noise, the measurements have also been performed on a reference field located near the earth berm or vegetation belt.

3.2 Measurement locations

We investigated several potential measurement locations, however, in this paper we only discuss the locations where the actual measurements took place.

3.2.1 Vegetation belt

The vegetation belt in which the measurements were performed, is located in Brecht, Belgium, next to the E19 towards Breda. The reference field for the measurements of the vegetation is at a distance of just under four kilometers. The

forest has a length of approximately 360 meters and a width of 250 meters. The vegetation belt has a rich vegetation with many different tree species, such as conifers, broadleaf and rowan trees. In addition, there are also low bushes such as ferns, nettles and blackberries. The surface is covered with needles, leaves, branches and moss. It is a natural forest, which means that certain places are more dense than others. In the most densely planted areas, the trees are less than half a meter apart, in the least densely planted areas the trees are no more than three meters apart. The reference field for the vegetation belt is easily accessible via the Schotensesteenweg in Brecht, Belgium. It is a grass field that is used as agricultural land. The noise measurements were performed on five different days. The average meteorological and traffic data are given in Table 1 below.

Table 1: Weather and traffic conditions vegetation

Day 1	Temperature: 9-12 °C Wind speed: 9-16 km/h Wind direction: N-NW Traffic intensity: 558 [PAE/15min]
Day 2	Temperature: 11-12 °C Wind speed: 6-11 km/h Wind direction: NW-NNO Traffic intensity: 853 [PAE/15min]
Day 3	Temperature: 13-19 °C Wind speed: 10-12 km/h Wind direction: ZW-WZW Traffic intensity: 809 [PAE/15min]
Day 4	Temperature: 6-15 °C Wind speed: 13-15 km/h Wind direction: O-ONO Traffic intensity: 827 [PAE/15min]
Day 5	Temperature: 4-10 °C Wind speed: 4-8 km/h Wind direction: ZO-Z Traffic intensity: 892 [PAE/15min]

3.2.2 Earth berm

The earth berm we used for this research is located in Ossendrecht, Netherlands, just across the Belgium-Netherlands border, next to the A4 towards Bergen op Zoom. The slope of the earth berm and the field behind it are covered with grass. Topographic measurements have been done in order to determine the shape of the berm with the corresponding height and width. Figure 10 shows the cross-section of this earth berm; to the left of the berm is the grass field and to the right is the motorway. The berm has an asymmetrical trapezoidal shape with a total width of 30.12 meters. The diffraction point is at a

height of 2.69 meters and is located at a distance of 27.86 meters from the sound source (motorway).

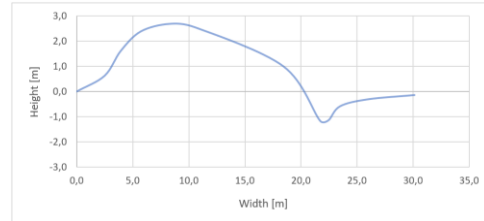


Figure 10: Profile earth berm

The reference field is located approximately one kilometer away. It is an arable land used for potato harvest.

The noise measurements here have also been carried out on five different days. The average meteorological and traffic data for each day are given in Table 2 below.

Table 2: Weather and traffic conditions earth berm

Day 1	Temperature: 9-16 °C Wind speed: 6-8 km/h Wind direction: NO-O-ZO Traffic intensity: 561 [PAE/15min]
Day 2	Temperature: 10-18 °C Wind speed: 3-11 km/h Wind direction: NW-NO-O Traffic intensity: 943 [PAE/15min]
Day 3	Temperature: 7-8 °C Wind speed: 14-18 km/h Wind direction: NNW-W Traffic intensity: 1184 [PAE/15min]
Day 4	Temperature: 9-13 °C Wind speed: 11-14 km/h Wind direction: ZW-WZW Traffic intensity: 934 [PAE/15min]
Day 5	Temperature: 9-13 °C Wind speed: 8-11 km/h Wind direction: WZW-W Traffic intensity: 940 [PAE/15min]

4 Results

In this section we discuss the results of the measurements in the vegetation belt and behind the earth berm. The results that we discuss are the frequency spectrum, the sound pressure level at 1000 Hz, the sound attenuation and the sound pressure level on different days. The frequency spectrum, the sound level at 1000 Hz and the sound attenuation are calculations of the measurements taken on the weekdays. Because measurements were taken on three different weekdays, a calculation had to be done in which the average noise levels were calculated. The three weekdays for the vegetations belt are: March 27th 2019, April 1st 2019 and April 4th 2019.

The three weekdays for the earth berm are: February 25th 2019, March 20th 2019, and March 21st 2019.

The results are given in third octave bands.

4.1 Vegetation

4.1.1 Frequency spectrum

a) Open field

Figure 11 shows the frequency spectrum of the open field at a microphone height of 5 m for each distance. The frequency spectra show a similar course to what is described in the literature: a clear rise can be observed at the low frequencies until a maximum is reached at the level of 1000 Hz, after which a similar fall occurs at the higher frequencies.

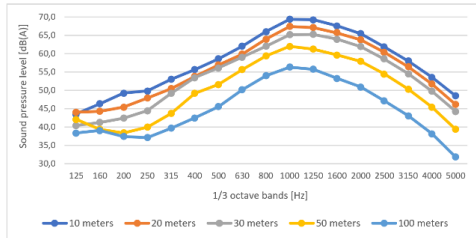


Figure 11: Frequency spectrum 5 m high, open field

Figure 12 shows the frequency spectra of the open field as well, but for the measurements at a height of 1.2 m. Initially, a similar course is expected as the frequency spectra at a height of five meters. However, at 315 – 400 Hz a small decrease can be observed after which the course rises back to a peak at 1000 Hz. It has already been concluded from the literature that, at low frequencies, interference is possible between direct sound waves and sound waves that are reflected from the ground surface. This destructive interference can be the cause of the local decrease of the sound pressure level at 400 Hz. This decrease is more noticeable as the measuring distance increases. This may be due to the fact that more interference is possible at greater distances, since more sound waves have already been reflected by the ground surface. Moreover, from the literature research [24] we know that the frequency at which this downward peak occurs, is dependent on the distance between the sound source and the microphone. This phenomenon can also be distinguished from the graph below: at a distance of 10 m the peak is present at a frequency of 400 Hz, while at a distance of 100 m it is at a frequency of 315 Hz.

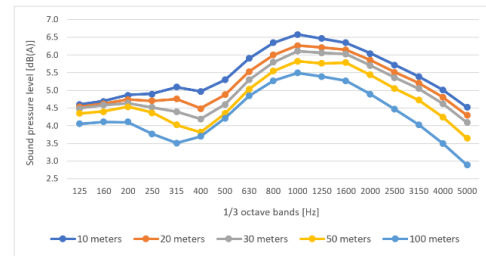


Figure 12: Frequency spectrum 1.2 m high, open field

b) Vegetation belt

The frequency spectra at a height of 5 m for the vegetation belt are shown on Figure 13 below. The course of these spectra is similar to the frequency spectra on the reference field: an increase is also observable at the low frequencies until a maximum is reached at 1000 Hz followed by a decrease at the higher frequencies. However, the peak at 1000 Hz is less prominently visible for the vegetation belt than the open field discussed above. This can be the result of the scattering of sound waves by tree trunks, branches and foliage. From the literature research it was concluded that this mechanism is responsible for a decrease in sound pressure level, which is also the case for this study.

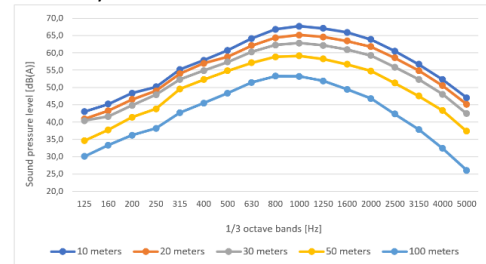


Figure 13: Frequency spectrum 5 m high, vegetation

The spectra for the vegetation belt at a microphone height of 1.2 m are shown on Figure 14. Here, the frequency spectra also show a more rounded course, in contrast to the spectra obtained at the reference field. This may be due to scattering as discussed above for the results at a height of 5 m. Moreover, there is also a small decrease in the low-frequency area. This decrease is present in the vegetation belt at even lower frequencies, namely at 125 – 200 Hz, as in the reference field where the decrease was around 315 – 400 Hz. Furthermore, we know from the literature study that the more porous the soil, the lower the frequencies at which the ground effect occurs. This explains why the decrease at the spectra of the vegetation belt is at lower frequencies as opposed to the spectra of the open field. The soil in the vegetation belt is covered

with moss and leaves, which is more porous than the grassland of the open field.

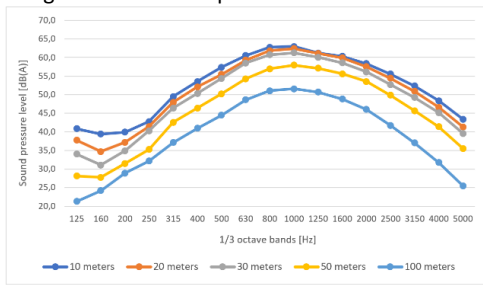


Figure 14: Frequency spectrum 1.2 m high, vegetation

4.1.2 Sound pressure level at 1000 Hz

a) Open field

Figure 15 shows the variation of the sound pressure levels at a frequency of 1000 Hz for each distance on the reference field. The decrease in sound pressure level is a confirmation of what can be concluded from the literature: the further the receiver (microphone) from the sound source, the lower the sound pressure level will be. The levels in dB(A) are higher at a height of 5 m than at a height of 1.2 m. This is due to the absorption of sound waves by the ground surface. The closer the microphone is to the ground, the more sound waves will be absorbed.

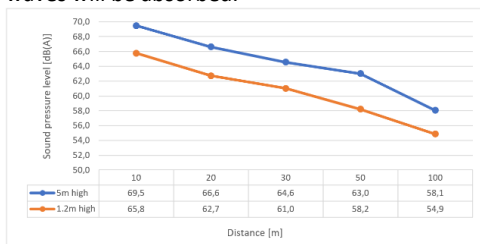


Figure 15: Sound pressure level, open field

b) Vegetation belt

For the vegetation belt a difference in sound pressure level can again be noticed (see Figure 16) between the two microphone heights. This can also be explained by the fact that more sound waves are absorbed by the soil at a height of 1.2 m. However, it can be noted that this difference is significantly higher for the first two distances, namely 10 m and 20 m. This result can be due to the scattering and reflection of the sound waves in the vegetation belt. Since the forest is only moderately overgrown on the first few meters and because of the short distance to the road traffic noise, there is not yet much scattering and reflection of the sound waves possible. However, the deeper the microphones go into the vegetation, the density (number of trees per unit area) also increases. This causes an

increase in the scattering and reflection of the sound waves. It can be stated that at the start of the vegetation belt the sound waves will mainly be absorbed by the ground surface, resulting in a larger difference in sound pressure level. When the microphones are placed deeper in the vegetation belt, scattering and reflection of the sound waves will be more prominent. As a result, the difference between 5 m and 1.2 m at the larger distances is smaller.

In addition, it can also be noticed that (mainly at a height of 1.2 m) at the transition from 30 m to 50 m and from 50 to 100 m, a sharp decrease in sound pressure level can be observed, which leads to a more parabolic course of the sound pressure levels. There is a decrease of 5.9 dB(A) at the transition from 50 m to 100 m. This is also the result of scattering and reflection of the sound waves in the vegetation belt: the greater the distance, the more sound is scattered and reflected.

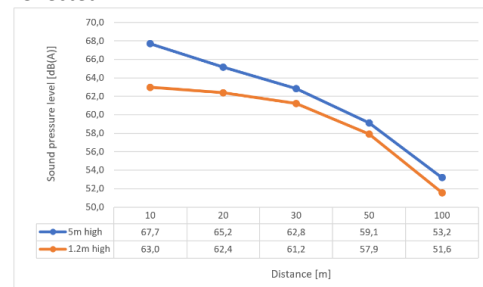


Figure 16: Sound pressure level, vegetation

4.1.3 Sound attenuation at 1000 Hz

In order to determine the noise-reducing effect of the vegetation, the difference in sound pressure level was calculated between the reference field and the vegetation belt. The result of this calculation is shown on Figure 17. The exact values of the sound attenuation at 1000 Hz are shown below the horizontal axis for both heights. In case of positive values, there is a noise-reducing effect. Negative values indicate that the sound pressure level in the vegetation belt is higher than on the reference field.

The sound attenuation for a height of 5 m has, with the exception of a minimal decrease, mainly an increase in function of the distance. However, for the first three measuring distances (10 m, 20 m and 30 m), the sound attenuation remains almost the same. This may be due to the fact that, at these distances in the vegetation belt, there are

mainly trees with relatively thin trunks and so only a minimal of scattering and reflection of sound waves will occur.

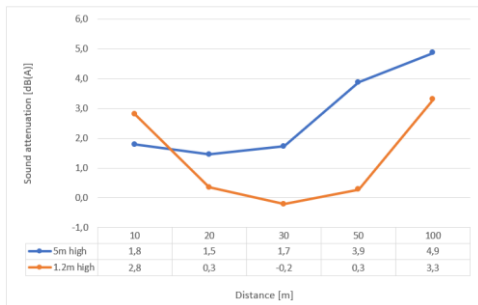


Figure 17: Sound attenuation, vegetation

4.1.4 Sound pressure levels on different days
In order to be able to study the influence of traffic intensity on the noise-reducing effect of vegetation, we decided for this study to not only do measurements on the weekdays but on a Saturday (March 30th 2019) and a Sunday (March 24th 2019) as well. Figure 18 shows the variation in sound pressure level for each day over the five distances. It can be noted that the course of the sound pressure levels of the weekday and the Saturday is almost the exact same. When looking at the traffic intensities (average value for the weekday), it can be concluded that both days have almost the same Passenger Car Equivalent (PCE), which explains the similar course of both days.

The sound pressure levels on the Sunday show a similar course but are on average 1 dB(A) lower than the sound pressure levels of the average weekday. When analyzing the traffic intensities, it can be determined that the PCE of the Sunday is significantly lower than the PCE of the average weekday, since fewer passenger cars and lorries pass by the vegetation belt on Sunday as opposed to the average weekday.

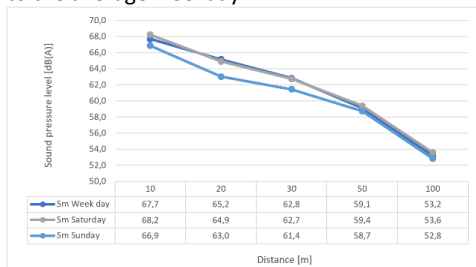


Figure 18: Sound pressure level on different days, 5 m high, vegetation

4.2 Earth berm

4.2.1 Frequency spectrum

a) Open field

Figure 19 shows the frequency spectra at a height of 5 m at the open field. When we analyse the frequency spectra, the spectra show a steady rise to around 1000 Hz, after which a steady drop is obtained. However, no clear peak at 1000 Hz is obtained. This peak does occur in the study of J.Lang [25]. The difference is due to the way both measurements were performed. The measurements in this study were carried out at certain distances from the highway, while the measurements from J.Lang [25] were carried out with the CPX-method. Furthermore, these measurements take into account the different types of vehicles, whereas the measurements of the J.Lang research only take light vehicles into account [25].

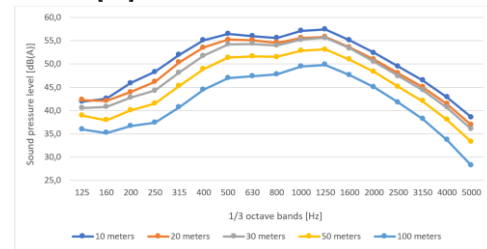


Figure 19: Frequency spectrum 5 m high, open field

Figure 20 shows the frequency spectra at a height of 1.2 m at the open field. When we analyse the frequency spectra, we obtain a similar result as the result at a height of 5 m. However, we get a weaker rise and at 315 Hz we even obtain a downward peak. This downward peak is the cause of the soil effect. [16] Because the distance between the microphone and the bottom is smaller, there is a greater chance that the sound waves will be reflected by the bottom and interferes with a direct sound wave that comes directly from the source. This effect also increases with the distance between the sound source and the receiver. This explains why the downward peak at 315 Hz increases as the measuring distance increases.

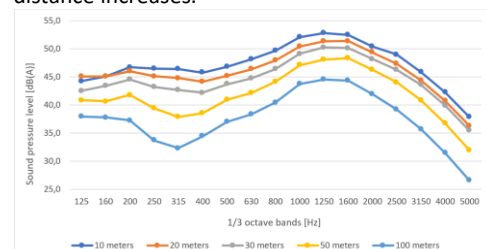


Figure 20: Frequency spectrum 1.2 m high, open field

b) Earth berm

When analysing the frequency spectra at 5 m height behind the earth berm, a similar result is obtained as the frequency spectra at 5 m height at the open field. Figure 21 shows the frequency spectra at a height of 5 m behind the earth berm. However, a weaker rise is obtained than the frequency spectra of the open field. The cause for this difference in rise is the floor covering: the soil of the open field consists of clay with a divided vegetation of grass, while the field behind the earth berm is covered with grass.

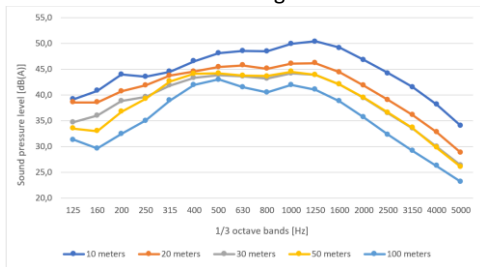


Figure 21: Frequency spectrum 5 m high, earth berm

Figure 22 shows the frequency spectra at a height of 1.2 m behind the earth berm. When we analyse the figure, a downwards peak is obtained. The cause of this downwards peak is the propagation of the sound waves of low frequencies. Various literature studies [20, 26] have shown that low frequencies can easily bypass different objects. As a result, the sound waves of low frequencies easily diffract around the top of the earth berm.

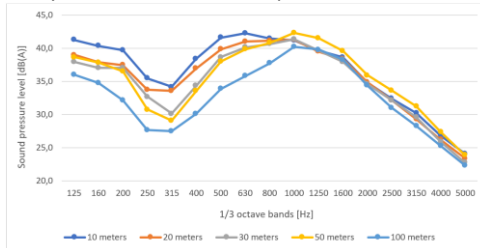


Figure 22: Frequency spectrum 1.2 m high, earth berm

4.2.2 Sound pressure level at 1000 Hz

a) Open field

Figure 23 shows the variation of the sound pressure levels over the distance. We can conclude that the sound pressure levels decrease with the distance. A noise reduction is achieved, ranging from 0.4 dB(A) to 3.4 dB(A) at a height of 5 m and a noise reduction ranging from 1.3 dB(A) to 3.4 dB(A) at a height of 1.2 m. The noise reduction over the distance is the result of geometric distribution and soil absorption. It can be established that the greatest noise reduction takes place between 50 m and 100 m;

both at a height of 5 m and at a height of 1.2 m, a noise reduction of 3.4 dB(A) is obtained. This reduction corresponds to the general theory: with the doubling of the distance, the noise level decreases with 3 dB(A).

When we analyse the heights per measuring distance, we observe that the difference between the sound pressure levels varies from 5.2 dB(A) to 6.1 dB(A). This difference is due to the soil absorption which has a greater effect at the height of 1.2 m than at the height of 5 m.

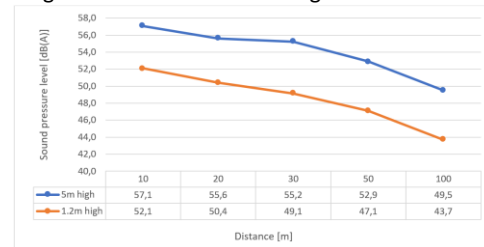


Figure 23: Sound pressure level, open field

b) Earth berm

Multiple aspects are noted when we analyse the sound pressure levels behind the earth berm (Figure 24). Firstly, a large difference in the sound pressure levels of both heights is noticed at a distance of 10 m. This is because the height of the earth berm is only 2.69 m. As a result, the earth berm has a minimal reducing effect on the sound pressure level at a height of 5 m. Furthermore, the sound waves are diffracted by the top as a result of which the direct sound waves at a height of 5 m can be amplified by the diffracted sound waves. The diffraction of the sound waves does have a positive effect at a height of 1.2 m. Because the sound waves are strongly diffracted by the top, the microphone is in a shadow zone at a height of 1.2 m at a distance of 10 m behind the earth berm. Secondly, we notice that the sound pressure level reduces minimally over the distance at a height of 1.2 m. Moreover, the sound pressure between 10 m and 50 m rises, varying between 0.1 dB(A) and 0.9 dB(A). This minimal increase can be a result of the wind direction. The average wind direction of the average weekday comes from the west-southwest: the sound waves move in the same direction as the wind direction. In this situation the sound waves are bent downwards as a result of which the sound level increases. However, this effect does not apply to a short distance. For this reason, the effect of the tailwind only applies from 20 m behind the toe of the earth

berm. The minimal increase can also be a consequence of the effect of diffraction: the diffraction of the sound waves can have negative consequences for further distances. In the beginning the sound waves are strongly bent upwards, but this effect diminishes over the distance. Consequently, at a certain distance the receiver can receive the diffracted and the direct sound waves with a small increase in the sound pressure level. A combination of both causes is also a possibility. Due to the tailwind, the diffracted sound waves are deflected faster downwards. For this reason, the distance behind the earth berm on which the receiver receives the diffracted sound waves and direct sound waves is reduced.

At a distance of 100 m at a height of 1.2 m, we notice a noise reduction of 2.1 dB(A). This noise reduction is the result of geometric distribution and soil absorption. Due to the greater distance from the sound source, more sound waves are geometrically dispersed and absorbed by the soil, resulting in a noise reduction

Lastly, we see a significant reduction, varying between 1.9 dB(A) and 3.8 dB(A), at height of 5 m at the distances 20 m, 30 m and 100 m. This reduction can also be a result of the tailwind, the effect of diffraction of the sound waves or a combination of both. At a distance of 10 m, we have the possibility that the direct sound waves are amplified by the diffracted sound waves, but this effect also decreases over the distance as the sound waves bend downwards. In addition, the sound waves are more rapidly bent downwards by the tailwind, resulting in a greater noise reduction at a shorter distance behind the earth berm at a height of 5 m.

At the measuring distance of 50 m, a small rise is noticed. This increase is due to the significantly higher traffic intensity at 50 m. This higher traffic intensity also explains the higher increase at 50 m at a height of 1.2 m.

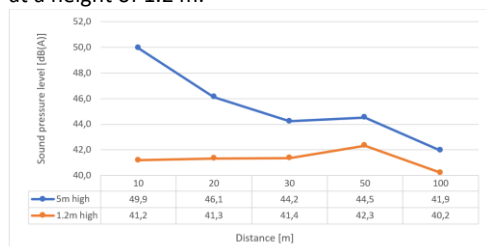


Figure 24: Sound pressure level, earth berm

4.2.3 Sound attenuation at 1000 Hz

To determine the noise-reducing effect of the earth berm, the difference between the sound pressure levels of the earth berm and the open field are calculated. The results of this calculation are shown in Figure 25.

When we analyse the sound attenuation over the distance at a height of 1.2 m, a descending graph is obtained. This is due to the different variation of the sound pressure level between the open field and the earth berm. While the sound pressure level behind the earth berm immediately decreases and the noise attenuation over the distance remains limited, the noise attenuation over the distance on the open field increases. Consequently, the greatest noise reduction is at 10 m behind the earth berm and the lowest noise reduction is at 100 m behind the earth berm: 10.9 dB(A) and 3.5 dB(A).

At a height of 5 m, we notice that the noise attenuation for the first 30 meters rises after which it drops again. This can be a result of the amplification of the direct sound waves with the diffracted sound waves at a distance of 10 m behind the earth berm. Consequently, we have the smallest noise reduction at a distance of 10 m: 7.1 dB(A). However, this amplifying effect decreases with the distance, with the result that the sound attenuation rises at 20 m and 30 m. The largest sound attenuation is obtained at 30 m: 11 dB(A), due to the decrease of the amplifying effect in combination with a low traffic intensity. The lowest traffic intensity was obtained at a distance of 30 m behind the earth berm. A decrease in noise attenuation is obtained after 30 m. This decrease is similar to the decrease in the noise attenuation at a height of 1.2 m.

Despite the amplification of the direct sound waves, the sound pressure level at 10 m behind the earth berm at a height of 5 m is still lower than the sound pressure level on the open field. There are several reasons for this. The sound waves are partly reflected by the ground covering of the earth berm. This causes interference with the reflected sound waves and the direct sound waves, resulting in a reduction of the sound pressure level. In addition, a part of the diffracted

sound waves is also absorbed by the earth berm. This ensures that the sound pressure level of the diffracted sound waves reduces.

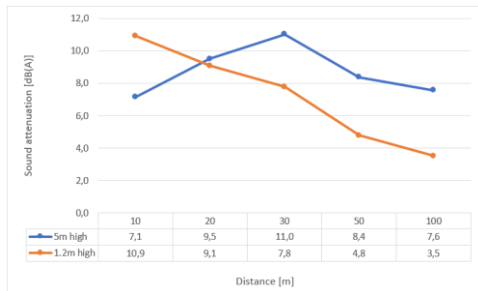


Figure 25: Sound attenuation, earth berm

4.2.4 Sound pressure level on different days
For this research, the influence of the weather conditions and traffic intensity are also investigated. To investigate these effects, a measurement was made on a day with bad weather conditions. Furthermore, a measurement was also carried out on a Sunday with a significantly lower traffic intensity than the weekdays. The results of the comparison is given in Figure 26 for a height of 5 m and in Figure 27 for a height of 1.2 m.

For both heights, we can conclude that the rainy day produces the highest noise and the Sunday the least noise. There are multiple reasons for these results:

- The noise level from 1000 Hz with wet road surfaces is significantly higher than with a dry road surface. [11]
- A smaller noise reduction of the soil absorption due to a lower porosity of the soil on the rainy day.
- Higher traffic intensity on the rainy day than on the average weekday and Sunday
- Lower temperature on the rainy day and a higher temperature on the Sunday
- On the rainy day and average weekday, the wind was measured downwards, while on the Sunday the wind was measured upwards. This headwind causes the sound waves to be deflected upwards, resulting in a lower sound level on the Sunday.

When we analyse the graph of the height of 1.2 m, an increase between 10 and 20 m can be seen in the graph of Sunday. This increase is the result of a low traffic intensity at 10 m compared to the intensity of the other measuring distances.

This low traffic intensity results in a lower sound pressure level at 10 m compared to the other distances.

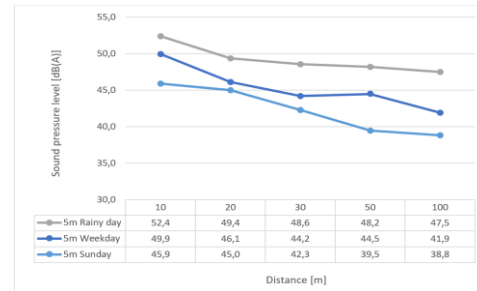


Figure 26: Sound pressure level on different days, 5 m high, earth berm



Figure 27: Sound pressure level on different days, 1.2 m high, earth berm

5 Conclusions

In this section a conclusion is described in which a final answer to the main research question 'What is the noise-reducing effect of vegetation and a ground dam on road traffic noise?' is formed.

5.1 Vegetation

From the results, a noise reduction can be determined at the mid frequencies at a height of 5 m as well as 1.2 m. This reduction is a result of the scattering and reflection of the sound waves in the vegetation belt by trunks, branches and foliage. At 1.2 m, an additional decrease was observed in the low-frequency range. This decrease is due to the so-called soil effect. The more porous the soil, the lower the frequency at which this decrease occurs. The decrease due to this soil effect in the vegetation belt appeared to occur in a lower frequency range than at the open field. The soil of the vegetation belt consists mainly of moss and foliage which has a more porous composition than the grass surface of the open field. This explains the earlier decrease in the frequency spectrum of the vegetation belt.

From this research we can also conclude that the vegetation belt has a minimal noise-reducing effect at a height of 1.2 m. Only from a great distance (100 m) an advantageous noise attenuation of 3.3 dB(A) can be analyzed. At a height of 5 m, a larger sound attenuation is obtained than at a height of 1.2 m. The difference in sound pressure level between the two heights is due to the different mechanisms that occur in the vegetation belt. Due to the nature of the vegetation belt, the reduction is mainly caused by absorption at the smaller distances. The deeper you go into the vegetation belt, there will mainly be scattering and reflection of the sound waves.

When we analyze the measurement results on the different days (weekday, Saturday and Sunday), a clear difference in noise level can be noted due to the varying traffic intensity on these days. On a Sunday, there is significantly less truck traffic, in contrast to the average weekday and Saturday, with a lower noise level as a result. This is because the type of vehicle has a major influence on the passenger car equivalent value.

5.2 Earth berm

When analysing the results of the frequency spectra, a difference in course can be observed between the two measurement heights. The frequency spectrum at a height of 5 m has a similar course as the frequency spectrum described in the literature. This is the result of the minimal height of the earth berm. Because the earth berm is only 2.96 m high, the frequency spectrum is minimally reduced at a height of 5 m. However, this does not apply to the frequency spectrum at a height of 1.2 m. It can be established that the earth berm slightly affects the frequencies below 315 Hz. This corresponds to what we found in the literature studies: the low frequencies can easily bend around the top of the earth berm, with the result that the noise level at low frequencies is reduced less.

From the results of the sound attenuation over the distance, a different course is obtained between the two applied measurement heights. At a height of 1.2 m, a descending course of the sound attenuation over the distance is obtained. A sound attenuation of 10.9 dB(A) is reached at

10 m behind the earth berm, while at 100 m this is only 3.5 dB(A). The descending course is due to the different course of the sound pressure level between the open reference field and the earth berm. The noise level is immediately strongly reduced behind the earth berm and the noise reductions over the distance are limited.

At a height of 5 m, the smallest sound attenuation of 7.1 dB(A) is reached at 10 m and the largest attenuation of 11.0 dB(A) at 30 m. At a distance of 10 m, the direct sound waves can be amplified by the diffracted sound waves. However, the diffracted sound waves bend down over the distance, weakening the gain and reducing noise. After 30 m, a decrease in sound attenuation is again observed that runs parallel to the sound attenuation at 1.2 m.

Finally, when we compare the different measurement days (weekday, Sunday, rainy day), it can be determined that the rainy day produces the highest sound pressure levels and the Sunday the lowest sound pressure levels. This is due to the weather conditions and traffic intensity.

5.3 Final conclusion

We can conclude that the earth berm has a higher sound attenuation than the vegetation. However, we need to take the different situations of each location into account, for example: the weather conditions and the traffic intensity.

Acknowledgments

We would like to use this section to thank a few people. Firstly, Cedric Vuye who guided us during our research. Next, Ann Buytaert and Barbara Vanhooreweder for providing us with the necessary information and data. Finally, we would like to thank Mark Thompson who helped us with our problems in MATLAB, specifically related to sound acoustics.

References

- [1] *Richtlijn 2002/49/EG van het Europees Parlement en de raad van 25 juni 2002 in zake de evaluatie en de beheersing van omgevingslawaai*, 2002.
- [2] AWW. *Geluidskaarten*. Available: <https://wegenenverkeer.be/geluidskaarten>
- [3] "Actieplan wegverkeerslawaai," (in Nederlands), *Ine Departement Leefmilieu, Natuur en Energie*, p. 124, 2010.
- [4] *Geluidsbelastingkaarten*. Available: <https://www.ine.be/geluidsbelastingkaarten>
- [5] F. Alton Everest and K. C. Pohlmann, *Master Handbook of Acoustics*, 5 ed. The McGraw-Hill Companies, 2009, p. 510.
- [6] M. D. Egan, *Architectural Acoustics*. J Ross Publishing, 2007, p. 448.
- [7] A. Bockstael, D. Botteldooren, B. De Coensel, G. Geentjens, C. Glorieux, and L. Kelders, "Impact van geluid op welzijn, leefmilieu en volksgezondheid, in Vlaanderen," (in Nederlands), pp. 22-24, 2012.
- [8] F. Alton Everest, *Master Handbook of Acoustics*, 4 ed. The McGraw-Hill Companies, 2001, p. 616.
- [9] A. Van der Donckt, B. Vanhooreweder, A. Buytaert, P. Houtave, and M. Goethals, "Geluidswerende maatregelen," (in Nederlands), p. 16, 2010.
- [10] "Technisch vademecum," Available: http://www.leefmilieu.brussels/sites/default/files/user_files/vademecum_f7_tech_nl.pdf.
- [11] G. Władysław, "Comparison of vehicle noise on dry and wet road surfaces," (in English), *Foundations of civil and environmental engineering*, vol. 9, pp. 5-15, 2007.
- [12] "Arnhem - effecten van vegetatie op verkeerslawaai," (in Nederlands), *Dienst Landelijk Gebied*, vol. 4, p. 16, 25 maart 2010 2010.
- [13] T. Van Renterghem, D. Botteldooren, and K. Verheyen, "Road traffic noise shielding by vegetation belts of limited depth," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 331, no. 10, pp. 2404-2425, May 7 2012.
- [14] S. Yamada and T. Watanabe, "Sound attenuation through absorption by vegetation," (in English), *The journal of the acoustical society of Japan*, vol. 17, no. 4, pp. 175-182, 1996.
- [15] G. Reethof, O. H. McDaniel, and G. M. Heisler, "Sound Absorption Characteristics of tree Bark and Forest Floor," (in English), pp. 206-217.
- [16] L. Depauw, K. Verheyen, and T. Van Renterghem, "Het belang van houtige vegetatiekarakteristieken voor de reductie van verkeersgeluid," (in Nederlands), *Vakblad Natuur bos landschap*, pp. 20-23, april 2014 2014.
- [17] M. Nilsson, J. Bengtsson, and R. Klæboe, *Environmental Methods for Transport Noise Reduction*. 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300: CRC Press, 2014.
- [18] R. Martinez-Sala, C. Rubio, L. M. Garcia-Raffi, J. V. Sanchez-Perez, E. A. Sanchez-Perez, and J. Llinares, "Control of noise by trees arranged like sonic crystals," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 291, no. 1-2, pp. 100-106, Mar 21 2006.
- [19] C. F. Fang and D. L. Ling, "Guidance for noise reduction provided by tree belts," (in English), *Landscape and Urban Planning*, vol. 71, no. 1, pp. 29-34, Feb 28 2005. (1997). ISBN 0-7726-2964-1, *Noise Control Earth Berms: guidelines for the use of earth berms to control highway noise*.
- [21] T. Van Renterghem and D. Botteldooren, "On the choice between walls and berms for road traffic noise shielding including wind effects," (in English), *Landscape and Urban Planning*, vol. 105, no. 3, pp. 199-210, Apr 15 2012.
- [22] T. Van Renterghem *et al.*, "Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors," (in English), *Applied Acoustics*, vol. 92, pp. 86-101, May 2015.
- [23] W. Bouwman and A. Vermeire, "Geluidsverminderend effect van gronddammen en vegetatiestroken op wegverkeerslawaai en de correlatie met simulaties van IMMI (SRM II)," Master, Faculteit Toegepaste Ingenieurswetenschappen, Universiteit Antwerpen, 2018.
- [24] F. Fricke, "Sound-Attenuation in Forests," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 92, no. 1, pp. 149-158, 1984.
- [25] J. Lang, "Road traffic noise- noise emission: databases."
- [26] D. C. Hothersall, S. N. Chandlerwilde, and M. N. Hajmirzae, "Efficiency of Single Noise Barriers," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 146, no. 2, pp. 303-322, Apr 22 1991.

Inhoudsopgave

1.	Inleiding	5
1.1.	Onderzoeksvraag	5
1.2.	Onderzoeksmethodologie	6
2.	Probleemstelling	8
2.1.	Relatie tussen wegverkeerslawaai en de bijhorende gezondheidsklachten	8
2.2.	Beleid tegen omgevingslawaai	10
2.2.1.	Geluidsbelastingkaarten en actieplan	10
2.2.2.	Gevolg van het beleid	12
3.	Invloed van de weersomstandigheden	14
3.1.	Temperatuur	14
3.2.	Wind	14
3.3.	Regen	15
3.4.	Deelconclusies	16
4.	Vegetatie	17
4.1.	Mechanismen van geluidsattenuatie	17
4.1.1.	Absorptie	17
4.1.2.	Verstrooiing en reflectie	19
4.1.3.	Grondeffect	21
4.2.	Invloed van vegetatiekarakteristieken	22
4.2.1.	Beplantingsschema en stamdiameter	22
4.2.2.	Lengte en breedte van de vegetatiestrook	24
4.2.3.	Hoogte van de vegetatiestrook	24
4.3.	Deelconclusies	24
5.	Gronddam	26
5.1.	Ontwerp van een gronddam	26
5.1.1.	De hoogte en afstand tot het diffractiepoint	26

5.1.2.	De vorm van de gronddam	27
5.1.3.	De hellingshoek	27
5.1.4.	De bekleding	29
5.2.	Gronddam vs. geluidscherm	31
5.3.	Deelconclusies	31
6.	Meetmethodiek en meetlocaties	33
6.1.	Meetmethodiek	33
6.1.1.	Opstelling apparatuur	33
6.1.2.	Randvoorwaarden meting	34
6.2.	Meetlocaties	35
6.2.1.	Vegetatie	35
6.2.2.	Gronddam	37
6.3.	Samenvatting	39
7.	Meetresultaten	41
7.1.	Verwerking databestanden	41
7.1.1.	Verwerking in MATLAB	41
7.1.2.	Validatie	42
7.1.3.	Correctie resultaten	42
7.2.	Wegverkeerslawaaï: frequentiespectrum	44
7.3.	Resultaten vegetatie	45
7.3.1.	Frequentiespectrum	46
7.3.2.	Geluidsniveau bij 1000 Hz	50
7.3.3.	Geluidsattenuatie	53
7.3.4.	Geluidsniveau op verschillende dagen	54
7.4.	Resultaten gronddam	55
7.4.1.	Frequentiespectrum	56
7.4.2.	Geluidsniveau bij 1000 Hz	60
7.4.3.	Geluidsattenuatie	63
7.4.4.	Geluidsniveau op verschillende dagen	65
8.	Conclusie	67
8.1.	Vegetatie	67

8.2.	Grondnam	68
8.3.	Aanbevelingen voor verder onderzoek	69
8.4.	Reflectie	69
	Referenties	70
	Bijlagen	72
	Lijst Figuren	73
	Lijst Tabellen	75
	Lijst Vergelijkingen	76

Verklaring van afkortingen en symbolen

Afkortingen

AWV	Agentschap Wegen & Verkeer
CNOSSOS-EU	Common Noise Assessment Methods in Europe
CPX	Close-Proximity methode
FCC	Vlak gecentreerd kubusvormig schema
FDTD	Finite Difference Time Domain methode
GDG	Guideline Development Group
I2	Personenwagens
I3	Bestelwagens
I4	Kleine vrachtwagens
I5	Grote vrachtwagens
ISO	International Organization for Standardization
MATLAB	Matrix Laboratory
PAE	Personenauto Equivalent
SC	Kubusvormig schema
SLO	Schriftelijk Leefomgevingsonderzoek
SPB	Statistical Pass-By methode
SR	Rechthoekig schema
T	Trigonaal schema
VLAREM	Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning
WHO	World Health Organization

Symbolen

dB	Geluidsniveau in decibel
dB(A)	Gewogen geluidsniveau in decibel
Hz	Hertz
L_{day}	Gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 07u00u en 19.00u over een jaar
$L_{evening}$	Gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 19u00u en 23.00u over een jaar
L_{night}	Gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 23u00 en 7u00 over een jaar
L_{den}	Gewogen energetisch gemiddelde geluidsniveau van de dag-, avond- en nachtwoorden
$L_{Aeq,day}$	Gewogen energetisch gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 7u00 en 19u00 van een jaar
$L_{Aeq,evening}$	Gewogen energetisch gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 19u00 tot 23.00 uur van een jaar verhoogd met een straffactor van 5 dB(A)
$L_{Aeq,night}$	Gewogen energetisch gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 23u00 en 7u00 uur van een jaar verhoogd met een straffactor van 10 dB(A)

1. Inleiding

Wegverkeerslawaaï is heden een grote hinder voor omwonenden in stedelijke gebieden. Deze hinder kan de gezondheid van de mens en de natuur negatief beïnvloeden. Om deze hinder en bijkomende negatieve gevolgen te beperken, zijn er meerdere onderzoeken aan de gang om de reeds bestaande maatregelen te optimaliseren en nieuwe maatregelen te kunnen ontwikkelen. Voorbeelden van reeds bestaande maatregelen zijn de invoer van snelheidsbeperkingen en stille wegverhardingen. Daarenboven worden ook constructies gerealiseerd om de geluidsvoortplanting te minimaliseren: een geluidsscherm en groene zones zoals een gronddam en een vegetatiestrook zijn voorbeelden hiervan. Door de verstedelijking van Vlaanderen verdwijnen er echter heel wat groene zones, wat een negatief effect heeft op de fauna en flora. Hierdoor wordt het milieu en klimaat ook aangetast. Heden is de toestand van het klimaat enorm actueel, wat het belangrijk maakt om onderzoek naar de invoer van groene zones naar voor te brengen en het geluidsreducerend effect van vegetatie en gronddammen gedetailleerder te onderzoeken en te optimaliseren.

Het Agentschap wegen en verkeer is in Vlaanderen verantwoordelijk voor deze onderzoeken. Het uitvoeren van geluidsmetingen of simulaties zijn enkele voorbeelden van dergelijke onderzoeken. In dit onderzoek worden er, in samenwerking met AWW, geluidsmetingen uitgevoerd in een vegetatiestrook en achter een gronddam, alsook op een nabijgelegen open referentieveld. De resultaten van deze metingen worden vervolgens met elkaar vergeleken, waaruit een conclusie getrokken kan worden betreffende de voordelen van groene zones.

1.1. Onderzoeksvraag

Deze masterproef is een opvolging van voorgaand onderzoek uitgevoerd door Bouwman Wessel en Vermeire Alessandro. Er is verder onderzoek gedaan naar het geluidsreducerend effect van vegetatie en een gronddam waarbij het effect van de weersomstandigheden in rekening werd gebracht. Doordat het verder opbouwt op een eerdere studie, is de hoofdvraag voor dit onderzoek deels overgenomen. Deze luidt als volgt: 'Wat is het geluidsverminderend effect van vegetatie en een gronddam op het wegverkeerslawaaï?'

Om een antwoord te kunnen bieden op deze hoofdvraag, zijn volgende deelvragen opgesteld:

- 1 Er zijn verschillende mechanismen die bijdragen tot het geluidsreducerende effect. In welke mate beïnvloeden deze het geluidsspectrum van het wegverkeerslawaaï?
- 2 Wat is de invloed van de vegetatie op het geluidsniveau?
- 3 Hoe verandert het verloop van het geluidsspectrum bij het plaatsen van een gronddam in vergelijking met een open veld?
- 4 Wat is de invloed van een gronddam op het geluidsniveau?
- 5 Wat is de invloed van de weersomstandigheden, meer specifiek de temperatuur, de windsnelheid en windrichting op het geluidsverminderend effect?
- 6 In welke mate beïnvloedt de verkeersintensiteit het geluidsreducerend effect van vegetatie en een gronddam?

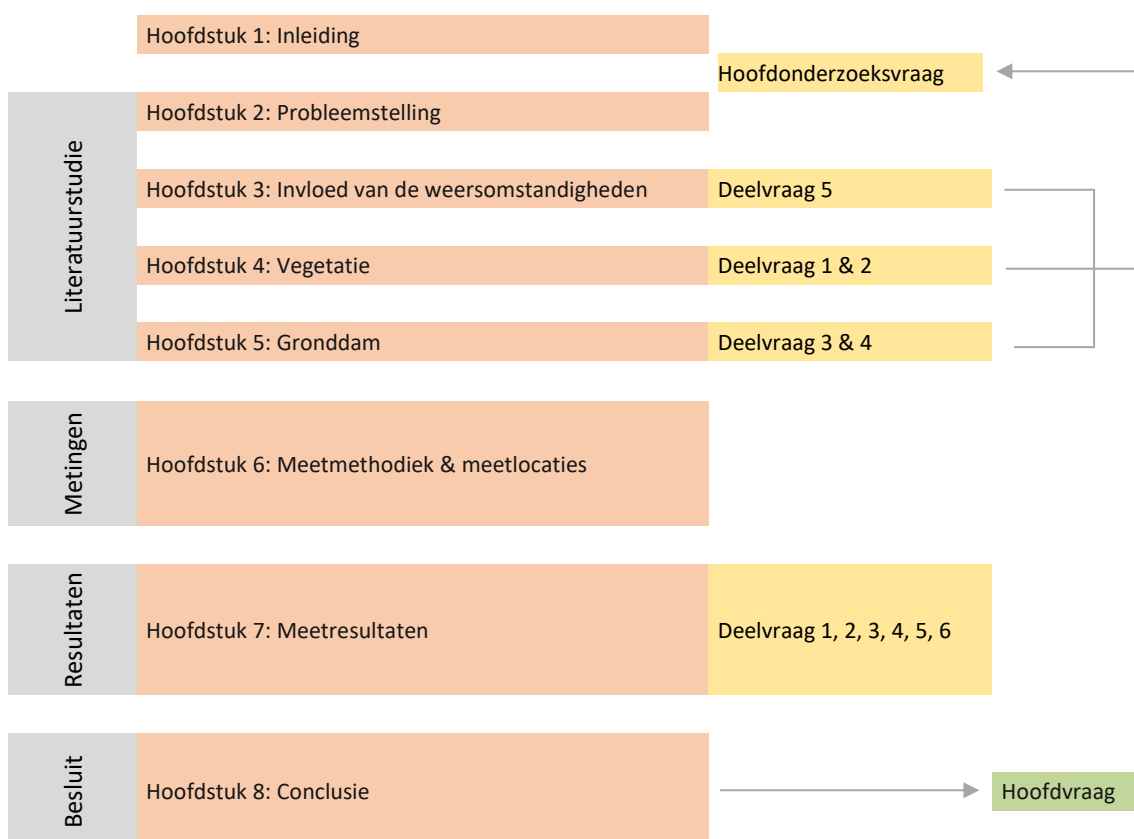
De eerste twee deelvragen concentreren zich op het geluidsreducerend effect van vegetatie, de derde en de vierde deelvragen richten zich op het geluidsreducerend effect van een gronddam en de vijfde en zesde deelvragen focussen zich op de invloed van de weer- en verkeersomstandigheden op de geluidsreductie van het wegverkeerslawaaï.

1.2. Onderzoeksmethodologie

Doordat dit onderzoek verder bouwt op de studie van Bouwman Wessel en Vermeire Alessandro, kan de onderzoeksmethodologie van de voorafgaande studie deels overgenomen worden. Allereerst wordt een uitgebreide literatuurstudie gedaan. Bij deze literatuurstudie wordt de problematiek rond wegverkeerslawaai, de invloed van de weersomstandigheden op de voorplanting van het geluid en het geluidsverminderend effect van vegetatie en een gronddam onderzocht. Tegelijkertijd worden verschillende locaties bezocht om een geschikte meetlocatie voor de vegetatie en de gronddam vast te stellen. Vervolgens wordt er kennis gemaakt met de meetapparatuur, waarbij verschillende testopnames worden uitgevoerd. Dit wordt gedaan om bij de effectieve metingen geen tijd te verliezen.

Na de literatuurstudie en de testopnames beginnen de eigenlijke geluidsmetingen. Bij deze metingen wordt het wegverkeerslawaai op verschillende afstanden en hoogtes in de vegetatiestrook en achter de gronddam gemeten. Om het effect van de vegetatiestrook en de gronddam te achterhalen, worden eveneens metingen uitgevoerd op een referentieveld op dezelfde afstanden en hoogtes. Na de metingen worden de resultaten verwerkt en vergeleken met elkaar om een uiteindelijke conclusie te trekken over het geluidsreducerend effect van vegetatie en een gronddam.

Door bovenstaande methodiek te volgen, kan een antwoord gevormd worden op bovenstaande deelvragen om vervolgens een antwoord te formuleren op de hoofdvraag. De onderzoeksmethodologie van dit portfolio wordt weergegeven in Figuur 1-1.



Figuur 1-1: Schematisch overzicht van het onderzoek

In Hoofdstuk 2: Probleemstelling wordt de problematiek rond wegverkeerslawaai beschreven. Hierbij wordt de relatie tussen het wegverkeerslawaai en de gezondheidsrisico's besproken. Verder wordt het beleid tegen wegverkeerslawaai en omgevingslawaai omschreven en wordt er een beeld geschetst van de overbelaste zones.

Hoofdstuk 3: Invloed van de weersomstandigheden beschrijft kort wat het effect is van de weersomstandigheden op de voorplanting van het geluid. Hierbij wordt de invloed van de temperatuur, de wind en de regen besproken.

Vervolgens wordt het geluidsreducerend effect van vegetatie bondig besproken in Hoofdstuk 4: Vegetatie. In dit hoofdstuk worden de verschillende mechanismen van geluidspropagatie doorheen een vegetatiestrook besproken. Daarnaast wordt eveneens de invloed van de verschillende vegetatiekarakteristieken beschreven. Ten slotte wordt dit hoofdstuk ook gebruikt om verderop de resultaten van dit onderzoek bij de meetlocatie van de vegetatiestrook te doorgronden.

In Hoofdstuk 5: Gronddam wordt het geluidsreducerend effect van een gronddam beschreven. Hierbij wordt het ontwerp van een gronddam beschreven waarbij er gekeken wordt naar de locatie, de vorm, de helling, de bekleding en de windeffecten. Daarnaast wordt de gronddam kort vergeleken met een geluidsscherm. Het hoofdstuk wordt, zoals Hoofdstuk 4, gebruikt om de resultaten van dit onderzoek bij de meetlocatie van de gronddam te doorgronden.

Na de literatuurstudie worden de meetmethodiek en meetlocaties voorgesteld in Hoofdstuk 6: Meetmethodiek en meetlocaties. Allereerst wordt de meetmethodiek besproken waarin de opstelling voor de metingen en de verschillende randvoorwaarden worden voorgesteld. Verder worden de meetlocaties, één voor de vegetatie en één voor de gronddam, beschreven.

In Hoofdstuk 7: Meetresultaten worden de resultaten van de metingen van de vegetatiestrook en gronddam weergegeven. Deze resultaten worden eveneens bekritiseerd aan de hand van de resultaten uit de literatuurstudie.

Tenslotte wordt in Hoofdstuk 8: Conclusie een algemene conclusie getrokken waarbij de hoofdvraag wordt beantwoord aan de hand van de beantwoorde deelvragen. Om het portfolio af te sluiten, worden er eveneens aanbevelingen gegeven voor een volgend onderzoek.

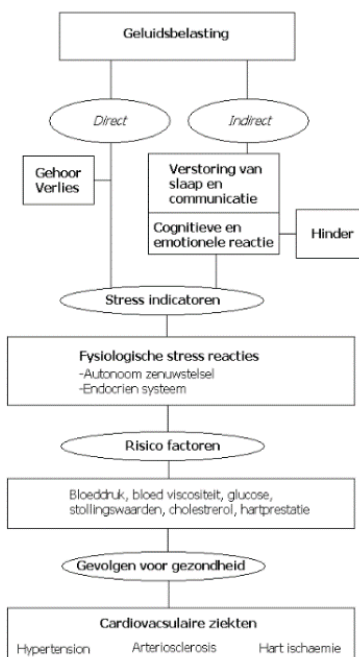
2. Probleemstelling

Het is algemeen geweten dat wegverkeer de grootste oorzaak [2, 18] is van het omgevingslawaai. Omgevingslawaai wordt doorgaans gezien als geluidsoverlast. Hierdoor heeft de blootstelling aan wegverkeerslawaai vaak negatieve gezondheidseffecten. Daarenboven stijgt de mobiliteit in ons land met als gevolg dat het wegverkeerslawaai en dus ook de gezondheidsklachten toenemen. Vervolgens is het dus een grote ernst dat het omgevingslawaai, meer specifiek het wegverkeerslawaai, zo veel mogelijk beperkt wordt. Hiervoor is er een beleid opgesteld met als doel het omgevingslawaai te verminderen. In dit hoofdstuk worden de relatie tussen wegverkeerslawaai en de bijhorende gezondheidsklachten en het beleid tegen omgevingslawaai besproken.

2.1. Relatie tussen wegverkeerslawaai en de bijhorende gezondheidsklachten

Doordat wegverkeerslawaai de grootste oorzaak is van het omgevingslawaai, wordt dit probleem streng opgevolgd door de Wereld Gezondheidsorganisatie WHO. Hierbij worden verschillende onderzoeken naar het effect van deze geluidsoverlast grondig bestudeerd. De verschillende onderzoeken hebben vastgesteld dat de personen die blootgesteld worden aan wegverkeerslawaai meer risico's hebben op gezondheidsproblemen. Deze gezondheidsproblemen zijn verbonden aan verschillende factoren. Zo wordt er ten eerste een onderscheid gemaakt tussen het nachtlawaai en het gemiddelde geluidsniveau van de gehele dag [18, 19]. WHO heeft kunnen concluderen dat de twee verschillende geluidstijdstippen verscheidene gezondheidsrisico's met zich meebrengen. De grootste gezondheidsklachten, die een gevolg zijn van het gemiddelde geluidsniveau van de gehele dag, zijn: ergernis, hypertensie, gehoorschade, cardiovasculaire ziektes, negatieve gevolgen bij zwangerschap en metabolische gevolgen. De grootste gezondheidsklacht, die een gevolg is van nachtlawaai, is daarentegen enkel slaapstoornissen. [18, 19]

Naast de verschillende tijdstippen waaraan personen worden blootgesteld, wordt er ook een onderscheid gemaakt tussen directe en indirecte blootstelling. Niet elk gezondheidsprobleem is direct verbonden met het wegverkeerslawaai. Sommige gezondheidsproblemen zijn indirect verbonden met de geluidsoverlast. [2] Om de relatie tussen het wegverkeerslawaai en de gezondheidsproblemen beter te visualiseren, heeft Babisch een schema opgesteld waarin de relatie tussen het wegverkeerslawaai en de directe/indirecte gezondheidsproblemen worden voorgesteld [2, 20]. Dit schema wordt weergegeven in Figuur 2-1. Uit dit schema kan er vastgesteld worden dat de personen die direct worden blootgesteld aan de geluidsoverlast kunnen lijden aan gehoorschade, terwijl degene die indirect worden blootgesteld meer kans hebben op psychologische effecten zoals slaapstoornissen, hinder bij cognitieve en emotionele reactie en problemen met communicatie. Al deze gezondheidseffecten leiden dan weer tot stress met als gevolg dat de blootgestellten meer risico hebben op fysiologische effecten zoals een verhoogde bloeddruk of cholesterol. Dit veroorzaakt op lange termijn dan cardiovasculaire ziektes met soms de dood tot gevolg. [2]



Figuur 2-1: Schema van Babisch [2]

Een andere factor die het risico op gezondheidsproblemen beïnvloedt, is de duur van de blootstelling. De gezondheidsklachten treden doorgaans niet op na een eenmalige belasting. De blootgestelden hebben echter vaak pas na herhaaldelijke blootstellingen klachten. Zo treden bijvoorbeeld cardiovasculaire ziektes pas op na een langdurige blootstelling terwijl ergernis al kan optreden na een eenmalige belasting. [2, 18, 19]

Daarenboven zijn de gezondheidsklachten niet verbonden aan eenzelfde geluidsniveau. Het optreden van de gezondheidsklachten is persoonsgebonden. Zo is de ene persoon minder gevoelig voor een bepaald geluid, terwijl de andere persoon hier wel gevoelig aan is. Een voorbeeld hiervan is de ergernis. Tabel 2-2 geeft het percentage van gehinderden weer die ernstig verveeld zijn aan een bepaald geluidsniveau. Uit deze tabel kan er geconcludeerd worden dat enkele personen al geërgerd zijn bij een blootstelling aan 40 dB, terwijl andere personen pas geërgerd zijn bij een blootstelling aan 60 dB. Een grote stijging van ergernis is op te merken vanaf een blootstelling aan 65 dB. Een ander voorbeeld van de persoonsgevoeligheid aan wegverkeerslawaaï zijn de slaapstoornissen. Tabel 2-1 geeft het percentage gehinderden met een hoge slaapstoornis weer. Uit deze tabel kan er geconcludeerd worden dat vanaf 45 dB meerdere personen geërgerd raken aan het nachtlawaai met slaapgebrek tot gevolg. Echter kan de Wereld Gezondheidsorganisatie niet met iedereen rekening houden. Hierdoor heeft WHO enkele geluidsdrempels opgesteld. Deze drempels weerspiegelen een bepaald geluidsniveau. Als deze geluidsniveaus overschreden worden, is er een grote kans dat de gehinderden ernstige gezondheidsproblemen oplopen. Er wordt dus sterk aangeraden deze drempels niet te overschrijden. Als ze worden overschreden, moet er actie ondernomen worden om het verkeerslawaaï en de bijhorende gezondheidsproblemen te minimaliseren. Deze drempels worden in Paragraaf 2.2.1 verder besproken. [18]

Tabel 2-2: % Gehinderden bij ergernis [18]

Geluidsniveau [dB]	Gehinderden [%]
40	9.0
45	8.0
50	8.6
55	11
60	15.1
65	20.9
70	28.4
75	37.6
80	48.5

Tabel 2-1: % Gehinderden met slaapstoornis [18]

Geluidsniveau [dB]	Gehinderden [%]
40	2.0
45	2.9
50	4.2
55	6.0
60	8.5
65	12.0

Er kan dus geconcludeerd worden dat wegverkeerslawaai zowel op korte als op lange termijn grote gezondheidsproblemen tot gevolg kan hebben. Het is bijgevolg van groot belang dat het wegverkeerslawaai wordt geminimaliseerd. Hiervoor is er een beleid tegen omgevingslawaai ontwikkeld. Dit beleid wordt uitgebreid besproken in onderstaande paragraaf.

2.2. Beleid tegen omgevingslawaai

Doordat de mobiliteit en dus ook het wegverkeer toeneemt, stijgt de geluidsoverlast. Verder is de bewoning rond de wegen eveneens gestegen. Door deze twee gelijktijdige stijgingen worden er meerdere personen blootgesteld aan gezondheidsrisico's. Om dit probleem te vermijden, te voorkomen of te verminderen, is op 25 juni 2002 de Europese richtlijn 2002/49/EG inzake de evaluatie en beheersing van omgevingslawaai opgesteld [21]. Deze richtlijn is dan omgezet naar een Vlaamse wetgeving die in 2005 is vrijgekomen als het tweede deel van VLAREM II. Deze wetgeving heeft niet enkel betrekking op het wegverkeerslawaai, maar ook op het geluid veroorzaakt door spoorwegen, agglomeratie en luchthavens. In dit onderzoek is er enkel gekeken naar het gedeelte wegverkeer omdat enkel dit hier van toepassing is. [5, 22, 23]

Om te voldoen aan de richtlijn, specifiek gericht op het wegverkeerslawaai, moesten er strategische geluidsbelastingkaarten opgesteld worden. Vervolgens moesten er geluidsplanningen en actieplannen opgesteld (op basis van de geluidsbelastingkaarten) worden. Deze uitvoeringen zijn gebeurd in drie fasen. Voor de eerste fase (2009) zijn de geluidskaarten opgesteld voor wegen met meer dan zes miljoen voertuigpassages per jaar, dit komt ongeveer overeen met 1900 km weg (enkel voor Vlaanderen). Voor de tweede fase (2013) komen de wegen met meer dan drie miljoen voertuigpassages aan de pas. [5, 22, 23]

De derde en laatste fase is uitgevoerd in 2016. In deze fase zijn de geluidskaarten voor de agglomeraties met meer dan 100 000 inwoners ontwikkeld [23]. Hiervoor zijn er nieuwe berekeningen uitgevoerd voor de agglomeraties in Antwerpen en Gent. Bij de agglomeraties in Brugge zijn er enkel nieuwe berekeningen uitgevoerd langs de belangrijkste wegen. De berekende geluidskaarten van het referentiejaar 2016 zijn in 2018 goedgekeurd. [23]

Om de evolutie van het wegverkeerslawaai op te volgen moeten de kaarten en de plannen om de vijf jaar geoptimaliseerd worden en dienen deze eveneens aan de Europese Commissie gerapporteerd te worden. [5, 22, 23]

2.2.1. Geluidsbelastingkaarten en actieplan

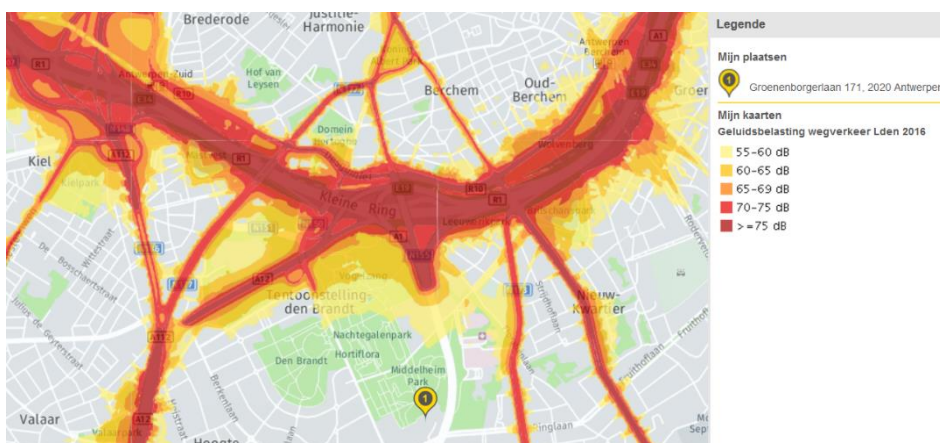
Bij het samenstellen van de geluidskaarten zijn verschillende factoren in rekening gebracht zoals bijvoorbeeld de verkeersintensiteiten op de wegen, het type wegverharding, de snelheid van het verkeer, de bestaande geluidsschermen en het reliëf. Verder is er ook gewerkt met geluidsbelastingsindicatoren. Deze geluidsindicatoren zijn [5, 24]:

- L_{day} is het gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 07u00u en 19.00u over een jaar [5, 24]
- L_{evening} is het gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 19u00u en 23.00u over een jaar [5, 24]
- L_{night} is het gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 23u00 en 7u00 over een jaar [5, 24]
- L_{den} (Day-Evening-Night) is het gewogen energetisch gemiddelde geluidsniveau van de dag-, avond- en nachtwaarden [5, 24]
 - o $L_{\text{Aeq,day}}$ is het gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 7u00 en 19u00 van een jaar [5, 24]
 - o $L_{\text{Aeq,evening}}$ is het gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 19u00 en 23.00 uur van een jaar verhoogd met een straffactor van 5 dB(A) [5, 24]
 - o $L_{\text{Aeq,night}}$ het gemiddelde geluidsniveau [dB(A)] gemeten tussen 23u00 en 7u00 uur van een jaar verhoogd met een straffactor van 10 dB(A) [5, 24]

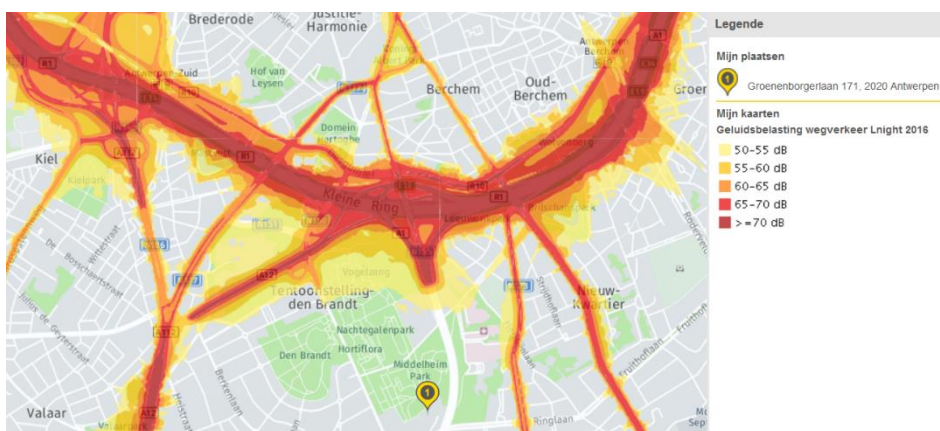
Er kan opgemerkt worden dat L_{den} is opgedeeld in drie verschillende factoren. Dit komt doordat sommige geluidsniveaus 's avonds en 's nachts meer hinder veroorzaken dan overdag. L_{den} is dus een theoretische term en geen werkelijke meting. [5, 24]

Om de geluidsniveaus beter in beeld te brengen, zijn er geluidskarten ontwikkeld: één voor L_{den} en één voor L_{night} . Figuur 2-2 is een geluidskart ingezoomd op de ring van Antwerpen in de omgeving van Campus Groenenborger die de verschillende berekende geluidsniveaus L_{den} weergeeft en Figuur 2-3 is een geluidskart van diezelfde omgeving die de verschillende berekende geluidsniveaus L_{night} weergeeft. Op deze geluidsbelastingkaarten zijn er verschillende kleurcodes zichtbaar. Deze kleurcodes visualiseren het niveau van de geluidsbelasting. Een rode kleur betekent een hoog geluidsniveau en dus een hoge geluidsbelasting, terwijl een lichtgele kleur een lager geluidsniveau en dus een lagere geluidsbelasting betekent. [5, 23]

Als beide kaarten met elkaar worden vergeleken, zijn er enkele verschillen op te merken. Zo creëert bijvoorbeeld het verkeer op de gewestwegen 's nachts minder geluid dan overdag. Verder is het geluid, gecreëerd door het verkeer, op de provinciewegen 's nachts eveneens lager dan overdag. Als er specifiek wordt gekeken naar de verschillende geluidsniveaus op de twee verschillende geluidskarten, dan kan er opgemerkt worden dat er overdag op de kleine ring een geluidsniveau groter dan 75 dB wordt verkregen en 's nachts een geluidsniveau groter dan 70 dB wordt verkregen. Dit is echter slechts een klein verschil. Als er wordt gekeken naar het verschil in geluidsniveaus ter hoogte van het Nachtegalepark, dan wordt er een verschil verkregen van 5-10 dB. Dit is al een iets groter verschil. Er kan dus geconcludeerd worden dat er een groter geluidsverschil (overdag vs. 's nachts) is op primaire wegen dan op de secundaire en lokale wegen.



Figuur 2-2: Geluidskart L_{den} Ring van Antwerpen, aan Campus Groenenborger [1]



Figuur 2-3: Geluidskart L_{night} , Ring van Antwerpen, aan Campus Groenenborger [1]

Uit de geluidskaarten is er eveneens bepaald hoeveel woningen, en de personen die er in wonen, worden blootgesteld aan een bepaald geluidsniveau. Tabel 2-3 is voorbeeld van zo een berekening. Deze berekening gebeurt aan de hand van de zogenaamde gevelberekening. Hierbij worden de rekenpunten, op een waarneembare hoogte van vier meter, verdeeld over de gevels van de bewoonde gebouwen. Het aantal inwoners en woningen wordt daarna toegekend aan een bepaalde geluidsblootstellingsklasse. Dit gebeurt ofwel op basis van de meest belaste gevel ofwel op basis van de proportionele verdeling van inwoners en woningen in een gebouw over de bijhorende gevelniveaus [25]. De berekening houdt echter geen rekening met de situatie van de woningen, bijvoorbeeld de akoestische isolatie/ramen of ligging van de woonegelegenheden [25].

Uit deze tabel kan er vastgesteld worden dat er in Vlaanderen een grote hoeveelheid personen wordt blootgesteld aan een geluidsniveau groter dan 55 dB. Uit deze berekening en de geluidskaarten kan er dan bepaald worden waar en wat er aangepast moet worden om deze geluidsoverlast te verminderen.

Tabel 2-3: Geluidsblootstellingsklasse en de blootgestelden [5]

Geluidsblootstellingsklasse L_{den} in dB(A)	Aantal inwoners		Aantal woningen	
	1 ^{ste} fase (2009)	2 ^{de} fase (2013)	1 ^{ste} fase (2009)	2 ^{de} fase (2013)
55 - 60	257.871	313.505	108.800	124.811
60 - 65	125.719	160.328	54.709	65.429
65 - 70	121.623	205.749	55.857	88.073
70 - 75	143.023	167.275	66.546	72.899
> 75	33.585	35.024	15.013	15.433
Geluidsblootstellingsklasse L_{night} in dB(A)	Aantal inwoners		Aantal woningen	
	1 ^{ste} fase (2009)	2 ^{de} fase (2013)	1 ^{ste} fase (2009)	2 ^{de} fase (2013)
50 - 55	161.958	192.122	69.306	77.954
55 - 60	116.208	203.447	52.325	86.546
60 - 65	152.210	177.524	71.128	77.069
65 - 70	54.897	44.655	24.961	19.629
> 70	2.213	4.978	1.004	2162

Nadat de geluidskaarten zijn opgesteld, is er een actieplan opgesteld waarin verschillende maatregelen worden opgesomd die kunnen uitgevoerd worden om de geluidsoverlast en de gezondheidsrisico's die eruit volgen te verminderen. De GDG van de WHO raadt sterk aan om actie te ondernemen wanneer het geluidsniveau 's nachts de drempel van 45 dB (L_{night}) overschrijdt en wanneer L_{den} de geluidsdrempel van 53 dB overschrijdt [18]. De geluidsdrempel van 53 dB is de laagste geluidsdrempel waaraan een persoon voor een langer termijn werd blootgesteld en werd gediagnosticeerd met een cardiovasculaire ziekte [18, 19]. Bij 45 dB toont 3% van de deelnemers, die onderzocht zijn door de GDG, ernstige slaapgebreken [18, 19]. Als deze drempels vergeleken worden met de geluidsblootstellingsklasse en de blootgestelden kan er geconcludeerd worden dat er in Vlaanderen veel personen worden blootgesteld aan deze geluidsniveaus en hogere geluidsniveaus. Er kan dus gesteld worden dat er sterke maatregelen zijn vereist om de geluidsniveaus te doen dalen en de gezondheidsrisico's te doen verminderen. Voorbeelden van zo'n maatregelen zijn: [5, 22, 23]

- Stille wegverhardingen
- Akoestische gevelbelasting: bijvoorbeeld een combinatie van akoestische isolatie, gekoppeld aan een geluidgedempte ventilatie of het vermijden van akoestische lekken in de gevel.
- Snelheidsbeperking
- Beperking van verkeerstypes: bijvoorbeeld minder vrachtwagens
- Creëren van geluidsreducerende vegetatiestroken
- Creëren van gronddammen

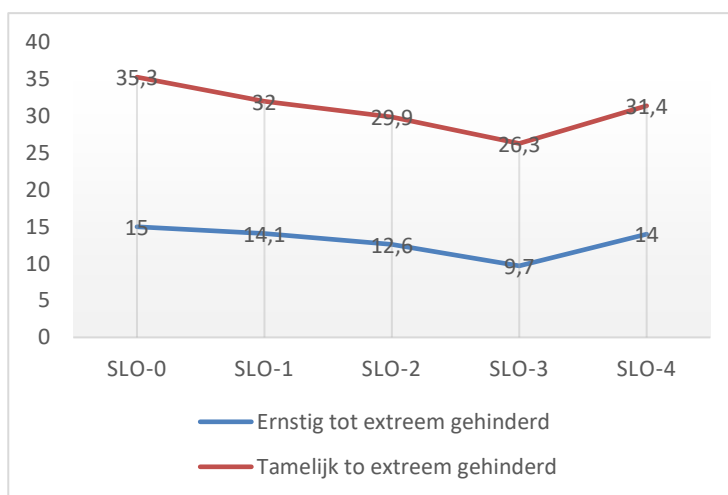
2.2.2. Gevolg van het beleid

Sinds de invoer van het beleid tegen omgevingslawaai zijn er in Vlaanderen enkele aanpassingen gebeurd aan de weginfrastructuur. Zo zijn er bijvoorbeeld meer stillere wegdekken geplaatst, snelheidsbeperkingen ingevoerd en verschillende soorten geluidschermen geïnstalleerd. Om te achterhalen of deze maatregelen de geluidsniveaus ook effectief verminderen voert de Vlaamse Overheid al meer dan een decennia lang SLO-

enquêtes uit. In dit onderzoek, uitgevoerd door SLO, worden de gehinderden om het aantal jaar gevraagd om een enquête in te vullen, waarbij de vraagstelling quasi hetzelfde is zodat de verschillende peilingen met elkaar vergeleken kunnen worden [4, 26]. Er zijn enquêtes uitgevoerd in 2001 (SLO-0), 2004 (SLO-1), 2008 (SLO-2), 2013 (SLO-3) en 2018 (SLO-4). Bij de peilingen wordt er gevraagd naar de hinder door geluid, de geurhinder en de lichtvervuiling. De geluidshinder is daarbij nog verder opgedeeld in de volgende 5 takken:

- Verkeer en Vervoer: straatverkeer, treinverkeer, luchtverkeer en scheepvaart
- Bedrijven en Industrie
- Recreatie en Toerisme
- Landbouw
- Buren

Voor deze thesis is de geluidshinder van verkeer en vervoer: straatverkeer van belang. Dit is ook de grootste oorzaak van geluidshinder. Bij het afleggen van de vragenlijsten wordt er aan de deelnemers gevraagd om de mate van hinder aan te duiden (ernstig gehinderd, tamelijk gehinderd, een beetje gehinderd, helemaal niet gehinderd). Nadat de vragenlijst is afgelegd, worden er eerst nog significantietesten uitgevoerd om te controleren of het resultaat niet door toeval is ontstaan. Na deze significantie worden de resultaten van de enquête geanalyseerd. Als alle analyses van de vijf peilingen naar de geluidshinder door verkeer en vervoer met elkaar worden vergeleken, wordt Figuur 2-4 verkregen. [4, 26]



Figuur 2-4: Analyse geluidshinder Verkeer en Vervoer [4]

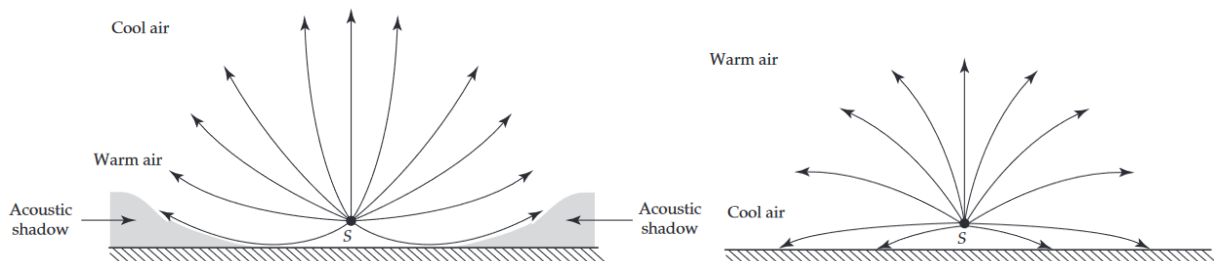
Zowel bij 'Tamelijk tot extreem gehinderd' als bij 'Ernstig tot extreem gehinderd' wordt er bij de eerste vier peilingen een daling verkregen. Dit resultaat wijst erop dat de invoer van de Europese richtlijn 2002/49/EG een goede invloed heeft gehad op het verminderen van wegverkeerslawaaai. Echter, is er het afgelopen jaar terug een stijging ontstaan. Deze stijging is grotendeels het gevolg van de toename van de verkeersintensiteit en de mobiliteit. Daarom is het van groot belang dat er nog meer actie wordt ondernomen om het wegverkeerslawaaai te verminderen en de kans op gezondheidsrisico's te minimaliseren.

3. Invloed van de weersomstandigheden

De geluidsvoortplanting wordt door vele verschillende factoren beïnvloed. Eén van deze factoren is de atmosfeer, meer specifiek de temperatuur, wind en regen. De temperatuur en de windsnelheid zijn beide gradiënten die variëren met de hoogte ten opzichte van de grond. Dit zorgt ervoor dat de geluidsgolven worden onderbroken en van richting kunnen veranderen. Verder is er ook een verschil in geluidsniveau op te merken wanneer een wegdek droog of nat is. Een vochtig wegdek beïnvloedt dus eveneens de voortplanting van het wegverkeerslawaai. Het effect van de temperatuur, wind en regen worden in dit hoofdstuk afzonderlijk kort beschreven.

3.1. Temperatuur

Zoals reeds vermeld in de inleiding van dit hoofdstuk, verandert de temperatuur met de hoogte ten opzichte van de grond wat de richting van de geluidsgolven kan beïnvloeden. Er zijn twee situaties die zich kunnen voordoen: de temperatuur aan de aardoppervlakte is warmer dan de temperatuur in de hoogte (warme dag) of de temperatuur aan de aardoppervlakte is kouder dan de temperatuur in de hoogte (koude dag) [7, 27-29]. De eerste situatie wordt weergegeven in Figuur 3-2 (a) en de tweede situatie in Figuur 3-2 (b). Als er naar de eerste situatie, een warme dag, wordt gekeken, dan kan er vastgesteld worden dat de onderste geluidsgolven meer stijgen dan de bovenliggende geluidsgolven. Dit komt doordat het geluid zich sneller verplaatst in een warme toestand dan in een koude toestand. Hierdoor ontstaat er op een warme dag een opwaartse refractie van de geluidsgolven. Als gevolg wordt het verkeersgeluid minder verspreid en heeft de omgeving minder geluidsoverlast. In deze toestand wordt er ook gesproken over akoestische of geluidsschaduwzones [7, 27-29]. Dit zijn zones waar het geluidsniveau zeer laag is. In de tweede situatie, een koude dag, is er geen sprake van schaduwzones. Doordat het geluid zich sneller voorplant in een koude toestand, stijgen de bovenste geluidsgolven sneller dan de onderliggende geluidsgolven. Als gevolg worden de onderste geluidsgolven naar beneden afgebogen met als effect dat het verkeersgeluid over een grotere afstand kan verspreid worden. Bij een koude dag heeft de omgeving dus meer geluidsoverlast. [7, 27-29]



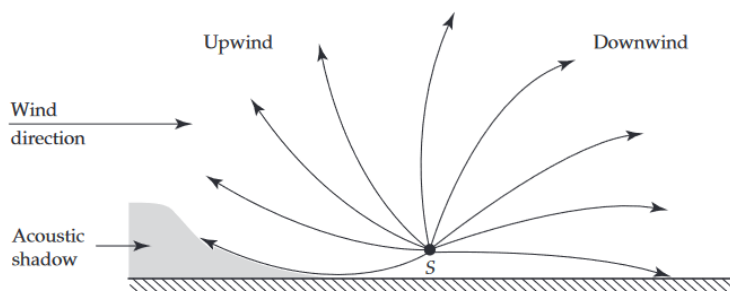
Figuur 3-1: (a) Refractie van geluidsgolven bij (a) een warme dag en (b) een koude dag [7]

3.2. Wind

Het effect van de wind is vergelijkbaar met effect van de temperatuur. De windsnelheid verandert met de hoogte ten opzichte van de grond, wat de richting van de geluidsgolven kan beïnvloeden. Wanneer de wind zich dicht bij de aardoppervlakte bevindt, is de windsnelheid sneller dan wanneer de wind zich meer in de hoogte bevindt. [7, 27-30]

De twee belangrijkste situaties zijn: wind opwaarts en wind afwaarts [7, 27-30]. Beide situaties worden afgebeeld in Figuur 3-2. Bij wind opwaarts verplaatsen de geluidsgolven zich in tegengestelde richting van de windrichting. Als gevolg worden de geluidsgolven naar boven afgebogen. Dit heeft als effect dat er akoestische/ geluidsschaduwzones worden gevormd met het effect dat het geluid minder verspreid wordt over een grote afstand [7, 27-30]. Hierdoor heeft de omgeving dus minder geluidsoverlast. Bij wind afwaarts verplaatsen de geluidsgolven zich in dezelfde richting als de windrichting. Hierdoor worden de geluidsgolven

door de wind afgebogen naar de aardoppervlakte. Als gevolg kan het verkeersgeluid zich over een grotere afstand verspreiden met meer geluidsoverlast in de omgeving als gevolg. Uit deze interpretatie kan er besloten worden dat de situatie 'wind opwaarts' de meest ideale situatie is bij het reduceren van verkeersgeluid. Bij onderzoek naar het geluidsverminderend effect wordt er normaliter gemeten in de meest nadelige situatie. Zo wordt er bij geluidsschermen steeds met wind afwaarts gemeten. [7, 27-30]



Figuur 3-2: Het effect van wind [7]

3.3. Regen

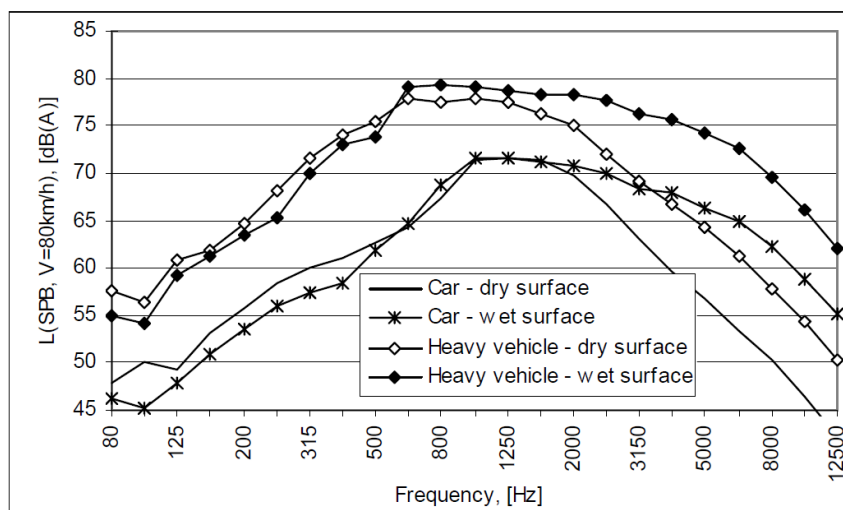
Een vochtig wegdek heeft eveneens een aanzienlijke invloed op de lawaaiproduktie. Uit onderzoek is gebleken dat water op een wegdek een grotere toename van lawaai bij lagere snelheden teweegbrengt dan bij hogere. Dit wordt weergegeven in Tabel 3-1. Deze tabel geeft de toename aan lawaaiproduktie in functie van de neerslaghoeveelheid en de snelheid van voertuigen voor een dicht wegdek. Voor een wegdek met voldoende macrotuur of met een poreuze structuur geeft neerslag geen aanleiding tot een noemenswaardige verhoging van de lawaaiproduktie. [6]

Bij een poreus vlak heeft de waterhoeveelheid een invloed op de absorptiekenmerken. De absorptiepiek verschuift naar lage frequenties en wordt minder hoog bij een toenemende hoeveelheid water in de holtes.

Tabel 3-1: Schatting van de invloed van een nat wegdek op het geluidsniveau [6]

Hoeveel water op wegdek	0-60 km/uur	61-80 km/uur	81-130 km/uur
Droog	referentie	referentie	referentie
Vochtig (motregen)	+ 2 dB(A)	+ 1 dB(A)	+ 0 dB(A)
Nat (matige regen)	+ 4 dB(A)	+ 3 dB(A)	+ 2 dB(A)
Nat (Hevige regen)	+ 6 dB(A)	+ 4 dB(A)	+ 3 dB(A)

In een onderzoek naar het wegverkeerslawaai bij droge en natte wegdekken [14] werd onderstaand frequentiespectrum bekomen door middel van een SPB-methode (zie Figuur 3-3). Uit de spectrale analyse van het wegverkeerslawaai bij een voertuigsnelheid van 80 km/h volgen significante verschillen tussen een nat oppervlak en een droog oppervlak. Bij frequenties hoger dan 2000 Hz ligt het geluidsniveau bij natte wegdekken beduidend hoger dan bij een droog wegoppervlak voor zowel lichte als zware voertuigen.



Figuur 3-3: Frequentiespectrum van wegverkeerslawaai voor lichte en zware voertuigen op droge en natte wegdekken [14]

3.4. Deelconclusies

Uit de literatuurstudie kan er geconcludeerd worden dat alle drie de weerparameters een bepaalde invloed hebben op de voortplanting van het wegverkeerslawaai. Echter komen de factoren amper tot nooit afzonderlijk voor. In de meeste gevallen is er een combinatie van wind en temperatuur en/of regen. Zo kan bijvoorbeeld een combinatie van wind- en temperatuurschommelingen een variatie in het geluidsniveau geven tussen de 10 dB(A) en 20 dB(A) wanneer de ontvanger op één km afstand van de geluidsbron is verwijderd [7, 27-30]. Hierdoor is het van groot belang dat, bij eventuele metingen van het geluid, de meteorologische omstandigheden in rekening worden gebracht. Voor dit onderzoek worden enkel de windsnelheid en -richting en de temperatuur in rekening gebracht. Dit komt doordat er geen metingen uitgevoerd kunnen worden bij slechte weersomstandigheden. Echter moet er nog wel rekening mee gehouden worden dat een wegdek nog vochtig kan zijn door regenval van de nacht voorafgaand aan de metingen. Bij elke meting wordt de windsnelheid en -richting en de temperatuur opgemeten door aangepaste apparatuur en zal er gecontroleerd worden of het wegdek nog vochtig is van regenval enkele uren voor de meting.

4. Vegetatie

In dit hoofdstuk wordt onderzocht welke invloed vegetatie heeft op de propagatie en de reductie van wegverkeerslawaai. Naast het sociale aspect kan vegetatie ook op economisch en ecologisch vlak een rol spelen. De klassieke oplossing voor de problematiek rond verkeersgeluid is het plaatsen van een geluidsscherm. Deze schermen kennen echter een hoge realisatiekost en zijn bovendien niet in alle omstandigheden effectief. Het aanbrengen van vegetatie zal een lagere kost teweegbrengen en kan overigens zorgen voor een esthetische opwaardering. Vegetatie zorgt voor meer groen in de leefomgeving en levert een positieve bijdrage aan de flora en fauna en de gezondheid van de mens.

4.1. Mechanismen van geluidsattenuatie

Er zijn drie belangrijke mechanismen die het geluidsreducerende effect van vegetatie beïnvloeden. Ten eerste is er absorptie van geluid door de bodem en de verschillende vegetatie-elementen. Daarnaast treedt er ook verstrooiing op, waarbij het geluid in verschillende richtingen wordt gereflecteerd. Tenslotte is er ook sprake van het zogenaamde grondeffect. Dit verschijnsel treedt op wanneer een door de grond gereflecteerde geluidsgolf interfereert met een geluidsgolf die de grond niet raakt. In volgende paragrafen wordt dieper op deze mechanismen ingegaan. [12]

4.1.1. Absorptie

Geluidsabsorptie wordt gedefinieerd als de omzetting van akoestische energie in mechanische energie (trillingen) en/of thermische energie (warmte). Het geluid verdwijnt als het ware in het betreffende materiaal. Elk materiaal krijgt een absorptiecoëfficiënt toegewezen als maat voor deze geluidsabsorptie. Hierbij is het voornamelijk de porositeit van het materiaal die een rol speelt. Hoe poreuzer het materiaal, hoe meer geluid het zal absorberen en dus hoe hoger de absorptiecoëfficiënt van het materiaal is.

4.1.1.1. Bodemabsorptie

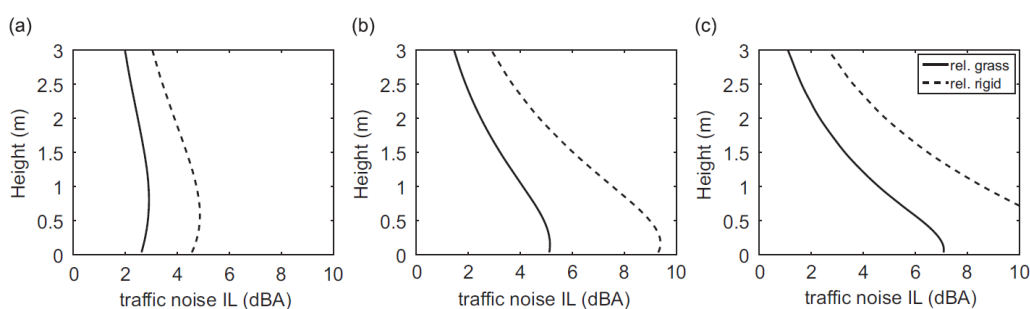
Het geluidsreducerend effect van vegetatie is in zekere mate afhankelijk van het gedeelte geluid dat de bodem absorbeert. Zoals eerder vermeld kan een akoestisch harde bodem geïnterpreteerd worden als een reflecterend vlak; hoe minder poreus het grondoppervlak, hoe minder geluid de bodem zal absorberen. De losse grond en het gebladerte dat de bodem bedekt, behorend bij een bepaald vegetatie-type, zal eerder zorgen voor een akoestisch absorberend effect. [8]

Eén van de factoren die bepalend zijn voor de absorptiecoëfficiënt is de stromingsweerstand doorheen de betreffende grond. Hoe kleiner deze weerstand, hoe poreuzer de grond zal zijn, waardoor invallende geluidsgolven zich makkelijker door de grond kunnen voortplanten. Een grond met lage stromingsweerstand zal met andere woorden meer geluid absorberen (grotere absorptiecoëfficiënt) dan een grond met hoge stromingsweerstand. Dit wordt ook aangetoond in Tabel 4-1, afkomstig van het Harmonoise project, waarbij deze weerstand voor verscheidene grondsoorten wordt weergegeven. [8, 31]

Tabel 4-1: De stromingsweerstand voor verschillende typen bodem [8]

Description	Representative flow resistivity σ (kNsm ⁻⁴)
Very soft (snow or moss-like)	12.5
Soft forest floor (short, dense heather-like or thick moss)	31.5
Uncompacted, loose ground (turf, grass, loose soil)	80
Normal uncompacted ground (forest floors, pasture field)	200
Compacted field and gravel (compacted lawns, park area)	500
Compacted dense ground (gravel road, parking lot)	2000
Hard surface (dense asphalt, concrete, water)	200000

In een onderzoek, dat werd uitgevoerd aan de Universiteit Gent [16], werd het effect van een vegetatiebodemp onderzocht in vergelijking met dat van een grasbodemp en een stijve grond bij verschillende verkeerssnelheden. Uit dit onderzoek blijkt dat de reductie van verkeerslawaai ten opzichte van deze bodemp toeneemt naarmate ook de snelheid van de voertuigen toeneemt (zie Figuur 4-1). Bijvoorbeeld, vlak boven de bodemp neemt het geluidsniveau af bij 30 km/u met 2 dB(A) tot 7 dB(A) bij 110 km/u, wanneer een grasbodemp vervangen zou worden door een vegetatiebodemp. Hiernaast wordt ook de hoogte (boven de grond) in rekening gebracht. Bij toenemende hoogte boven het grondoppervlak zal het effect van de bodempabsorptie afnemen. Deze afname is meer prominent aanwezig bij hogere snelheden dan bij lage snelheden. Bij hoge snelheden (110 km/u) neemt het geluidsverlies af van 7 dB(A) vlak boven de bodemp tot 1 dB(A) op drie meter hoogte.



Figuur 4-1: Insetieverlies in functie van de hoogte bij verschillende snelheden ((a) 30 km/u, (b) 70 km/u, (c) 110 km/u) [16]

4.1.1.2. Absorptie door stam en takken

De absorptiekaracteristieken van zes boomsoorten werd onderzocht door Reethof et al. [32] Het betreft de volgende soorten: Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), Mockernut hickory (*Carya tomentosa* Nutt.), Weymouthden (*Pinus strobus*), Amerikaanse beuk (*Fagus grandifolia*), Canadese hemlockspar (*Tsuga canadensis*) en de kurkeik (*Quercus suber*). Zij vonden dat de absorptiecoëfficiënt voor alle monsters van de verschillende boomsoorten een waarde kleiner dan 0.10 hebben. Dit in uitzondering van de Mockernut Hickory, waarvoor een absorptiecoëfficiënt tussen 0.20 en 0.23 werd bekomen bij frequenties boven 1250 Hz. Deze hogere waarden kunnen mogelijk te wijten zijn aan de schilferachtige lagen van de boomstam van de Mockernut Hickory. Tussen deze lagen bevindt zich lucht, wat kan leiden tot het vibreren van de individuele lagen. Deze vibraties zorgen ervoor dat de invallende akoestische energie wordt omgezet naar mechanische energie. Op deze manier kan er bij de Mockernut Hickory grotere geluidsabsorptie optreden. [32]

Numerieke simulaties uitgevoerd door Renterghem et al., tonen aan dat er vooral bij hogere frequenties een hoger insetieverlies van de schors optreedt [16]. Daarnaast is het ook belangrijk om verstrooiing te vermelden wanneer er gesproken wordt over absorptie van de verschillende vegetatie-elementen. Eén boom kan namelijk slechts weinig geluid absorberen door zijn stam en takken. Echter, door verstrooiing en reflectie van de geluidsgolven tussen de verschillende bomen wordt deze absorptie meermaals herhaald. [32]

4.1.1.3. Absorptie door bladeren

Naast de geluidsreductie door absorptie door bodem, stam en takken, kan de akoestische energie ook verstrooid worden door wrijving met de bladeren van de bomen. Vervolgens wordt deze akoestische energie omgezet in thermische energie, waardoor dus ook het gebladerte van bomen in staat is om wegverkeerslawaai te reduceren. [33] De hoeveelheid geluidsenergie die door een enkel blad kan worden geabsorbeerd is klein. Echter, door de grote hoeveelheid aan gebladerte in een vegetatiestrook, kan de absorptie door gebladerte toch een belangrijke rol spelen bij het geluidsreducerend effect. [34]

4.1.2. Verstrooiing en reflectie

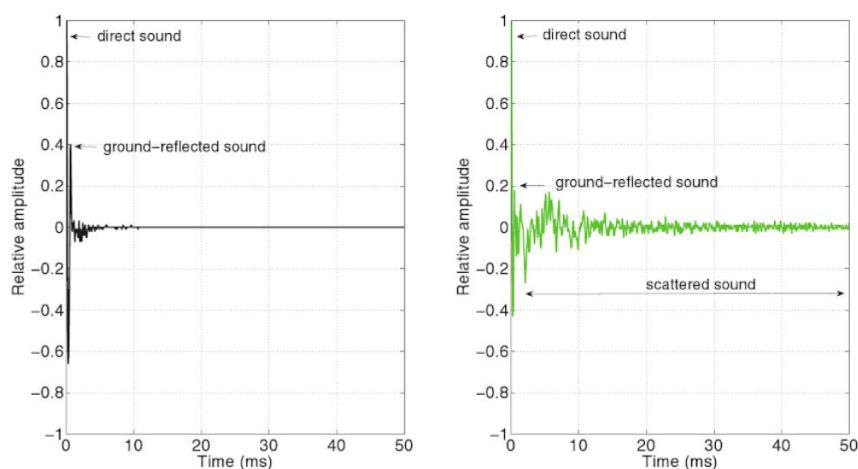
Naast geluidsabsorptie, waarbij akoestische energie wordt omgezet in thermische energie, kunnen de geluidsgolven ook veelvuldig gereflecteerd worden naar verschillende richtingen door de aanwezige vegetatie-elementen. Dit proces brengt geen verlies in akoestische energie met zich mee. Echter, de reflectie zorgt er wel voor dat deze energie in de vegetatiezone het directe pad tussen de bron en de ontvanger verlaat, wat resulteert in lagere geluidsdrumniveaus bij die ontvanger. [12] Dit proces wordt ook wel verstrooiing of scattering genoemd en wordt weergegeven in Figuur 4-2. [8]



Figuur 4-2: Verstrooiing en reflecties ten gevolge van de verandering van de akoestische impedantie bij vegetatie [8]

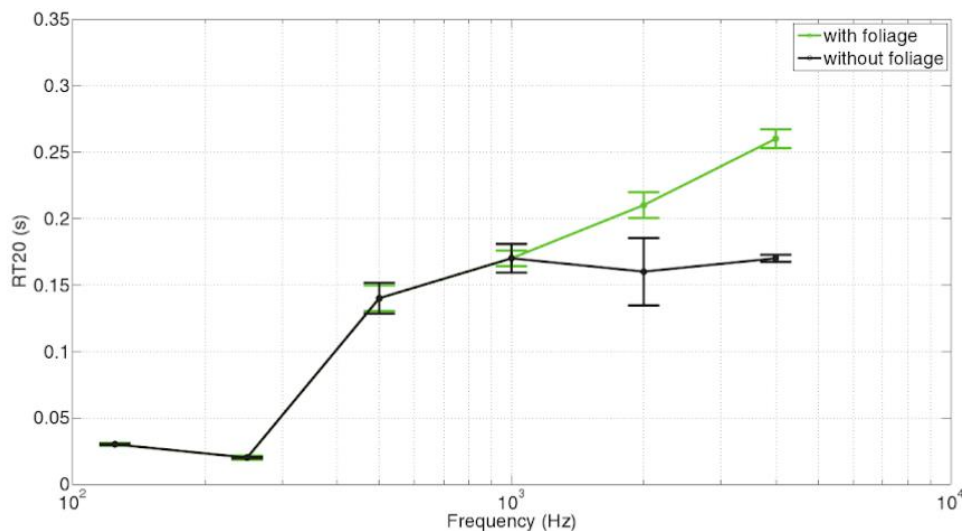
4.1.2.1. Verstrooiing van geluid door een enkele boom

Renterghem et al. onderzochten het verstrooiingseffect van de stam, de takken en de bladeren van een boom. Zij vonden dat, door veelvuldige verstrooiingsprocessen, geluidsgolven een vrij lange verblijftijd hebben in de kruin van bomen. Hoe langer deze verblijftijd, hoe langer de zogenoemde nagalmtijd zal zijn. De nagalmtijd geeft de grootte aan van de veelvuldige verstrooiing van geluid door een enkele boom. Onderstaande figuur toont het onderscheid aan van de geluidspropagatie bij een open veld (linkse grafiek) en bij aanwezigheid van een boom, waarbij de geluidsbron en geluidsontvanger zich aan de tegenovergestelde zijden van de boom (rechtse grafiek) bevinden. De rechtse grafiek geeft duidelijk de nagalmtijd en dus de verstrooiing in de boomkruin weer. [10]



Figuur 4-3: Verstrooiing van wegverkeerslawaai bij open veld (links) en bij vegetatie (rechts) [10]

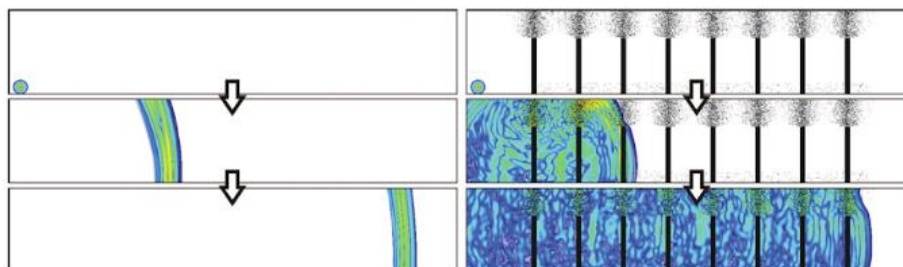
Heel wat in situ metingen werden uitgevoerd, waaruit bleek dat bij toenemende geluidsfrequentie en grotere boomkruin, er meer verstrooiing in de boomkruin optreedt. Hiernaast werd ook een prominent verschil waargenomen tussen bomen met bladeren en bomen zonder bladeren. In het gebladerte nam de nagalmtijd voornamelijk boven één kHz toe (zie Figuur 4-4). Deze resultaten zijn consistent met eerder onderzoek waarbij de verstrooiingscoëfficiënt van een hoop bladeren werd bepaald volgens de norm ISO 17497-1. De verstrooiingscoëfficiënt is een getal tussen 0 en 1 dat de fractie van de gereflecteerde akoestische energie aangeeft. Een waarde van nul wil zeggen dat er helemaal geen verstrooiing optreedt, terwijl een waarde van één betekent dat alle reflecties van een bepaald oppervlak als verstrooid kunnen worden beschouwd. Ook dit experiment toont aan dat verstrooiing van geluid bij gebladerte een hoogfrequent effect is. [10]



Figuur 4-4: Nagalmtijd, als een kwantitatieve parameter voor de mate van verstrooiing van geluid in de boomkruin, met en zonder bladeren, in functie van de frequentie [10]

4.1.2.2. Verstrooiingsproces doorheen een vegetatiestrook

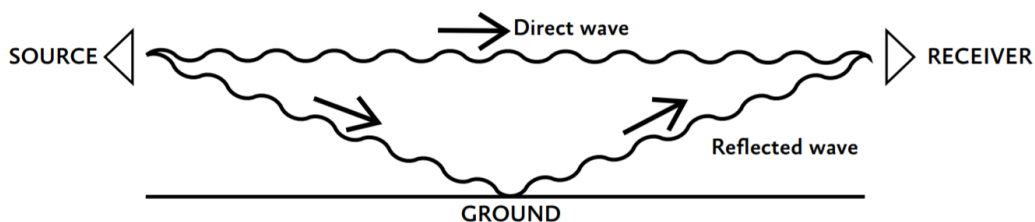
Met behulp van de FDTD-methode werd een numerieke simulatie gemaakt van de veelvuldige verstrooiingsprocessen doorheen een vegetatiestrook [35]. Zoals eerder vermeld gebeurt verstrooiing zowel ter hoogte van de boomkruin als de boomstam. Figuur 4-5 toont de geluidspropagatie over een open veld enerzijds (linkse figuur) en de propagatie doorheen een vegetatiestrook anderzijds (rechtse figuur). Er worden drie momenten in de tijd weergegeven, waardoor een duidelijk onderscheid gemaakt kan worden tussen beide situaties. In het geval van een open veld vertoont de voortgang van de geluidsgolven een cilindrisch patroon, in tegenstelling tot een vegetatiestrook waarbij de opbouw van een zeer diffuus geluidsveld wordt weergegeven. De kleurschaal is als volgt: blauwe kleuren geven lage geluidsdrukniveaus aan en de groen- gele zones geven hoge geluidsdrukniveaus aan. De rechtse figuren geven dus duidelijk het verstrooiingseffect in de verschillende zones van een vegetatiestrook weer. [10]



Figuur 4-5: Simulatie van de geluidspropagatie over een open veld (links) en doorheen een vegetatiestrook (rechts) [10]

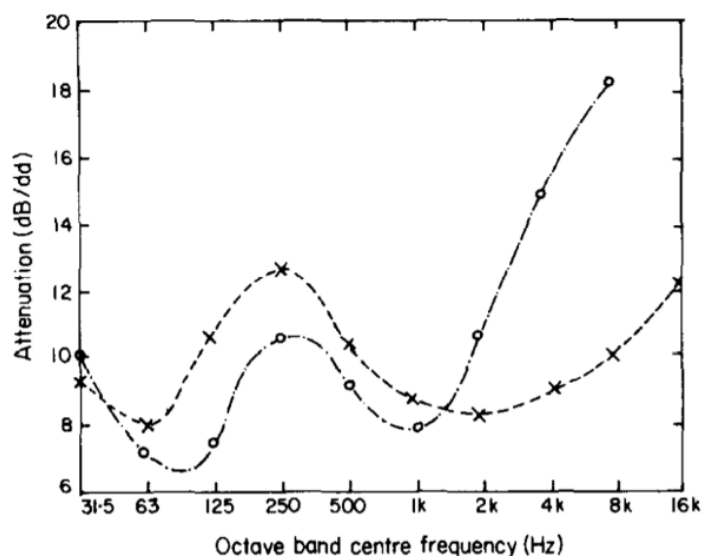
4.1.3. Grondeffect

Een derde en laatste mechanisme waarmee vegetatie het verkeersgeluid kan doen reduceren, is het zogenaamde 'grondeffect'. Dit verschijnsel ontstaat wanneer een geluidsgolf die door de bodem wordt gereflecteerd, interfereert met een directe geluidsgolf die rechtstreeks afkomstig is van de bron en dus de bodem niet raakt (zie Figuur 4-6). Beide golven werken elkaar tegen, wat resulteert in een destructieve interferentie, waarbij het geluidsniveau sterk afneemt. [12] De mate waarin dit effect optreedt, is afhankelijk van het verschil in afstand dat de golven afleggen tot de plaats van de interferentie. Daarnaast wordt de geluidsattenuatie van dit effect ook bepaald door de impedantie van de grond en door de coherentie van de directe en de door de grond gereflecteerde signalen. [12]



Figuur 4-6: Grondeffect [12]

Hoe poreuzer de bodem, hoe lager de frequenties waarbij dit grondeffect zal optreden. [12] Dit is in tegenstelling tot absorptie en verstrooiing, mechanismen die optreden bij hoge frequenties. Figuur 4-7 vergelijkt de geluidsverzwakking doorheen een bos met de verzwakking van geluid over een open veld. Hierop is ter hoogte van een frequentie van 250 Hz een piek waarneembaar voor zowel het open veld als de vegetatie, als resultaat van het grondeffect. Volgens een onderzoek, dat werd uitgevoerd door F. Fricke, is de frequentie waarbij deze piek zich bevindt afhankelijk van de afstand tussen de geluidsbron en de ontvanger (de microfoon). Naarmate de afstand tussen bron en ontvanger toenam, daalde de frequentie waarbij de piek optrad. Naast de lage frequenties is er ook bij de hogere frequenties een stijging in de geluidsverzwakking waarneembaar in het geval van vegetatie, te wijten aan het absorptie- en verstrooiingsmechanisme [15]. Door de werking bij lage frequenties is het grondeffect voornamelijk belangrijk voor de reductie van het motorgeluid, in tegenstelling tot de andere mechanismen die eerder een bijdrage leveren aan het reduceren van het rolgeluid. [12]



Figuur 4-7: Geluidsverzwakking in het geval van een open veld (x) in vergelijking met een vegetatiestrook (o). Hoogte bron = 0,6 m, hoogte microfoon = 1,2 m, relatieve vochtigheid = 90% [15]

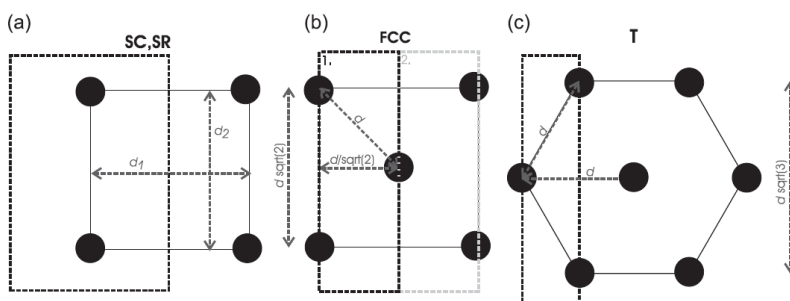
4.2. Invloed van vegetatiekarakteristieken

Naast de mechanismen van geluidsdemping doorheen een vegetatiestrook is het ook van belang om de verschillende karakteristieken van vegetatie, die een invloed hebben op deze mechanismen, te vermelden. Zo spelen de plaatsing en de stamdiameter van de bomen een belangrijke rol voor de mate waarin de geluidsgolven verstrooid worden. Om dit in rekening te brengen worden verschillende beplantingsschema's gedefinieerd. Daarnaast wordt ook de invloed van de lengte, breedte en hoogte van een vegetatiestrook in onderstaande paragrafen besproken.

4.2.1. Beplantingsschema en stamdiameter

In de jaren '90 werd het idee geïntroduceerd om bomen voor te stellen als sonische kristallen. Er werd gedemonstreerd dat een periodiek rooster van cilindrische staven de geluidstransmissie beperken, vanwege de periodiciteit in de plaatsing van deze staven. Dit verschijnsel is vergelijkbaar met sonische kristallen die bepaalde lichtfrequenties tegenhouden dankzij hun periodiciteit. Experimenten tonen aan dat een vegetatiestrook, georganiseerd volgens een periodiek rooster, voornamelijk zorgt voor pieken in geluidsverzwakking bij lage frequenties (lager dan 500 Hz). Dit als gevolg van de destructieve interferentie tussen de verstrooide geluidsgolven onderling. Het exacte frequentiegebied waarbij deze geluidsdemping optreedt, is sterk afhankelijk van de periodiciteit van het rooster. De mate van verzwakking daarentegen hangt af van de dichtheid van de vegetatiestrook (het aantal bomen per oppervlakte-eenheid). [36]

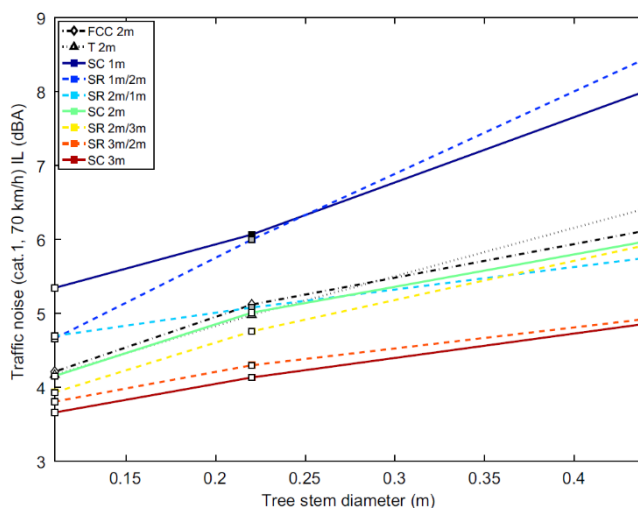
Aan de hand van bovenstaand onderzoek kan er gesteld worden dat het gebruik van een specifiek roostertype een zeer sterke invloed kan hebben op de geluidsdemping van de beplanting. Van Renterghem et al. deden een numerieke studie van het insertieverlies toegepast op vier verschillende beplantingsschema's en voor verschillende stamdiameters. Het betreft een kubusvormig (SC) schema, een rechthoekig rooster (SR), een vlak-gecentreerd kubusvormig schema (FCC) en een trigonaal schema (T). Onderstaande figuur geeft deze beplantingsschema's grafisch weer. [16]



Figuur 4-8: Beplantingsschema's (a) SC/SR, (b) FCC, (c) T [16]

Een overzicht van de resultaten van de simulatie wordt weergegeven in Figuur 4-9 voor een voertuigsnelheid van 70 km/h bij drie verschillende stamdiameters: 11 cm, 22 cm en 44 cm. Sommige beplantingsschema's (voornamelijk met een stamdiameter van 44 cm en 22 cm) zijn praktisch niet haalbaar, maar werden toch beschouwd om het belang van bepaalde parameters aan te tonen. Uit deze resultaten blijkt dat het insertieverlies van verkeersgeluid toeneemt met de stamdiameter voor elk soort beplantingsschema. Vermits de schema's FCC 2m, T 2m en SC 2m eenzelfde minimale beplantingsafstand hebben (namelijk 2m), kunnen de resultaten ervan met elkaar vergeleken worden. In het geval van stamdiameters van 11 en 22 cm blijft het verschil in geluidsdemping tussen deze drie schema's beperkt [16]. Echter, bij stamdiameters van 44 cm is er een lichte voorkeur voor het trigonale rooster. Volgens de resultaten kan er ook vastgesteld worden dat een rechthoekig beplantingsschema, met onderlinge afstanden van één en twee meter en met een stamdiameter van 44 cm, het meeste verkeersgeluid zal reduceren. Zoals eerder vermeld zijn dergelijke grote diameters in de praktijk echter niet haalbaar. [16]

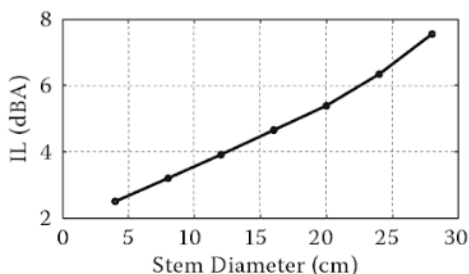
Een ander opmerkelijke bevinding die uit onderstaande figuur volgt, is dat de beplanting volgens het schema SR 1m/2m¹ voor ongeveer evenveel geluidsdemping zorgt als de beplanting volgens het vierkantig schema met onderlinge afstanden van één meter, desondanks dat de vulfractie (het aantal bomen) verschillend is voor beide gevallen. Daarnaast kan eveneens opgemerkt worden dat SR 1m/2m voor een groter insertieverlies zorgt in tegenstelling tot SR 2m/1m. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de onderlinge afstand tussen de bomen in de richting parallel met de weg, een prominente rol speelt bij het bepalen van de mate waarin verkeersgeluid gereduceerd kan worden in een vegetatiestrook. [16]



Figuur 4-9: Insertieverlies in functie van de stamdiameter en voor verschillende beplantingsschema's (SC, SR, FCC en T) voor een licht voertuig met een snelheid van 70 km/h [16]

Numerieke simulaties tonen ook aan dat er een optimaal geluiddempend effect optreedt bij een zekere willekeurigheid (tussen 15 en 20%) in de positie van de bomen alsook de stamdiameter. Dit is een positieve bevinding, aangezien het onmogelijk is om elke vorm van willekeur bij het planten van een vegetatiestrook te elimineren. De willekeur in positie van de bomen wordt zowel in de richting parallel en in de richting loodrecht op de weg geïntroduceerd. Voor praktische toepassingen is het geluiddempend effect van willekeurigheid dus een enorm interessant gegeven. [10]

Dankzij de simulaties kan tenslotte vastgesteld worden dat, bij een constant aantal bomen per oppervlakte-eenheid, een toename in de stamdiameter eveneens resulteert in een geluidsreductie van het verkeersgeluid (zie Figuur 4-10). Hierbij speelt ook de dichtheid van de vegetatiestrook een rol. Namelijk, wanneer de bomen verder uit elkaar staan, zal het geluidsreducerend effect ten gevolge van de stamdiameter kleiner zijn. [10]



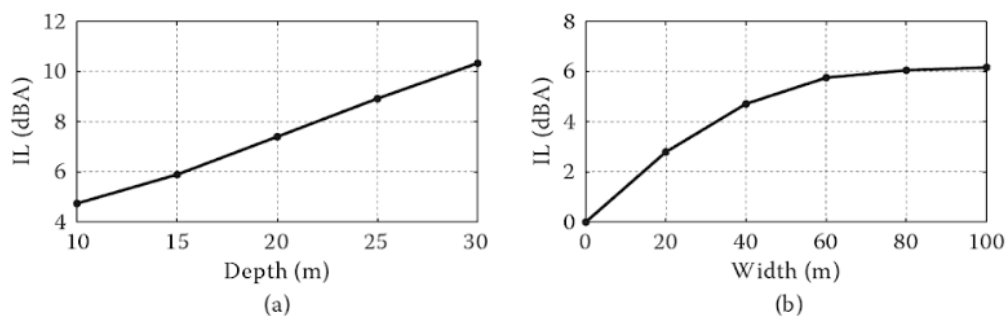
Figuur 4-10: Insertieverlies in functie van de stamdiameter [10]

¹ SR 1m/2m: rechthoekig rooster met onderlinge afstand van twee meter in de richting loodrecht op de weg en een afstand van één meter in de richting parallel met de autoweg

4.2.2. Lengte en breedte van de vegetatiestrook

Bij toenemende lengte van de vegetatiestrook, loodrecht met de weg, neemt ook de geluidsreductie van verkeersgeluid toe. Uit numerieke simulaties kan vastgesteld worden dat het insertieverlies lineair toeneemt met de lengte van de vegetatiestrook (zie Figuur 4-11 (a)). Hierbij wordt verondersteld dat de breedte van de strook voldoende groot genomen wordt, zodat geluid afkomstig van de zijanten van de strook vermeden wordt. Voor deze numerieke simulaties werd de geluidspropagatie over grasland als referentie beschouwd. [10]

Het is belangrijk om bij het evalueren van de geluidsreductie van verkeersgeluid door vegetatie, ook de breedte van de vegetatiestrook in rekening te brengen. Bij het verminderen van de breedte van de strook zal de efficiëntie voor de afscherming van wegverkeerslawaai ook afnemen. Het is met andere woorden aangewezen om een voldoende brede strook in rekening te brengen. Figuur 4-11 (b) geeft het insertieverlies weer in functie van de breedte van een vegetatiestrook. Het asymptotische verloop van de grafiek is vanzelfsprekend, aangezien het blijven verbreden van de vegetatie op een gegeven ogenblik niet meer voor extra geluidsafscherming zal zorgen. Ook voor deze resultaten werd grasland gebruikt ter referentie. Daarenboven is de optimale breedte van een vegetatiestrook eveneens afhankelijk van de afstand tussen de geluidsbron en de ontvanger. Zo hebben ontvangers die dicht bij de bron staan een veel minder brede strook nodig in tegenstelling tot ontvangers die ver verwijderd zijn van de bron en waarvoor bijgevolg een bredere strook vereist is. [10]



Figuur 4-11: Insertieverlies in functie van (a) de diepte van de vegetatiestrook en (b) de breedte van de vegetatiestrook [10]

Tenslotte is het ook belangrijk om rekening te houden met het feit dat de auto's (dus de geluidsbron) zich voortdurend verplaatsen ten opzichte van de vegetatiestrook. Dit wil zeggen dat het geluid vanuit meerdere richtingen kan propagieren.

4.2.3. Hoogte van de vegetatiestrook

Uit een studie van Fang en Ling in 2005 kan geconcludeerd worden dat de boomhoogte een invloed heeft op de geluidsreductie van de vegetatiestrook. Zo blijkt uit resultaten dat, als de afstand tussen de geluidsbron en de ontvanger kleiner is dan het achtvoud van de boomhoogte, een vegetatiestrook effectief is in het reduceren van wegverkeerslawaai. Als de bron bijvoorbeeld 40 meter van de ontvanger verwijderd staat, is een boomhoogte van minstens vijf meter nodig om voor extra geluidsreductie te zorgen. [37]

Een andere numerieke studie toont aan dat er vanaf een boomhoogte van ongeveer één meter, een extra toename in de hoogte niet meer bijdraagt tot de geluidsreductie van de vegetatiestrook. Deze bevindingen werden gevonden bij een bronhoogte van 0,3 meter en een hoogte van de ontvanger tussen nul en drie meter bij een vegetatiestrook met stamdiameters van 22 cm. [16]

4.3. Deelconclusies

De mate waarin het geluidsreducerend effect van vegetatie optreedt, is sterk afhankelijk van de frequentie. Bij lage frequenties zal vooral het grondeffect een prominente rol spelen, waardoor dit mechanisme voornamelijk zal bijdragen bij het reduceren van het motorgeluid. In het middenfrequentie gebied heeft

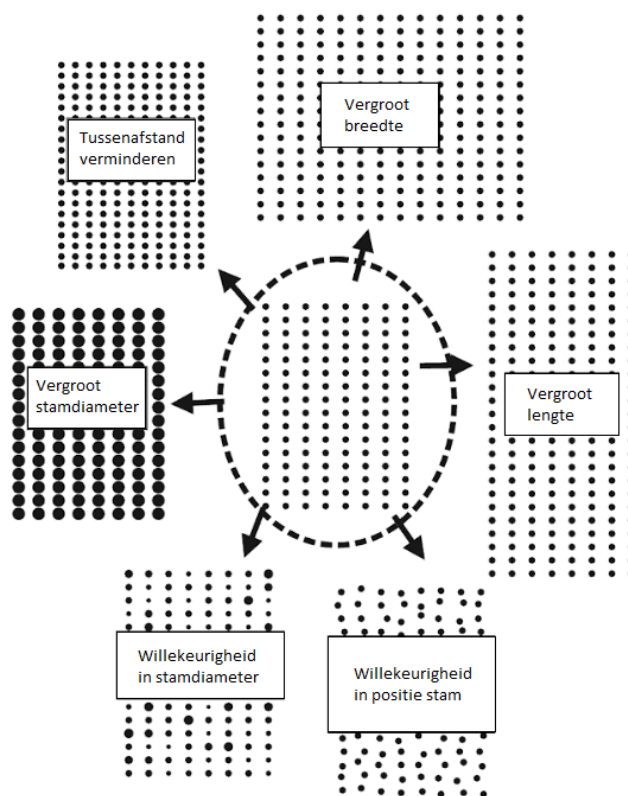
vegetatie het grootste deel van geluidsreductie te danken aan de verstrooiing van de geluidsgolven, voornamelijk door takken en gebladerte. Over het algemeen wordt het wegverkeerslawaai vooral door het mechanisme van bodemabsorptie en absorptie door bladeren gereduceerd. In tegenstelling tot het grondeffect, dragen deze laatste twee mechanismen, verstrooiing en absorptie, bij tot het reduceren van het rolgeluid. [36]

Uit de literatuur is gebleken dat het geluidsverminderend effect naast bovenstaande mechanismen sterk afhankelijk van de volgende vegetatiekarakteristieken:

- Bepantingschema
- Stamdiameter
- Lengte
- Breedte
- Hoogte van de vegetatiestrook
- Willekeurigheid in de positie en grootte van de stamdiameter

De invloed van deze verschillende karakteristieken wordt op Figuur 4-12 duidelijk gevisualiseerd. Dit overzicht schept een duidelijk beeld naar de verschillende aspecten waarmee rekening gehouden moet worden bij de selectie van geschikte meetlocaties voor onderzoek naar het geluidsreducerend effect van vegetatiestroken. Zo kan er bijvoorbeeld het best gezocht worden naar een bos met een voldoende grote breedte, zodat interferentie met geluidsbronnen afkomstig van weerszijden van de strook vermeden kan worden. Naast de breedte is het ook aangewezen om in een voldoende lange vegetatiestrook te meten. Zo kan eventueel een gelijkaardig lineair verband tussen de lengte en de geluidsvermindering bestudeerd worden. Tenslotte is uit onderzoek ook gebleken dat enige willekeurigheid in stamdiameter en positie van de bomen een positieve invloed kan hebben op het verminderen van wegverkeerslawaai. Vermits de meeste bossen natuurlijk zijn ontstaan, kan dit echter geen probleem vormen in de zoektocht naar geschikte meetlocaties.

Bij de meeste studies en simulaties die in dit hoofdstuk werden besproken, worden de bekomen resultaten vergeleken met de geluidspropagatie over grasland. Voor deze thesis wordt dan ook een gelijkaardig referentieveld gebruikt waarmee vergeleken kan worden.



Figuur 4-12: Overzicht van de invloed van de verschillende vegetatiekarakteristieken [10]

5. Gronddam

Een alternatieve geluidswerende constructie voor een vegetatiestrook is een gronddam. Een gronddam is, zoals een geluidsscherm, een geluidswerende constructie die wordt toegepast wanneer de afstand tussen de geluidsbron en de ontvanger te klein is om het geluid te reduceren via geometrische spreiding en grondabsorptie. In de volgende paragrafen wordt het ontwerp van een gronddam gedetailleerd bestudeerd. Daarnaast wordt het gebruik van een gronddam vergeleken met het gebruik van een geluidsscherm waarbij enkele voor- en nadelen van een gronddam worden opgesomd.

5.1. Ontwerp van een gronddam

Als er wordt gekozen om een gronddam als geluidsreducerende constructie te nemen, is het ontwerp zeer belangrijk. Bij dit ontwerp komen er meerdere aspecten in aanmerking die een bepaalde invloed hebben op de reductie van het geluid. De parameters die een beduidende invloed hebben op de geluidsreductie, zijn: [9, 17, 38]

- De hoogte en afstand tot het diffractiepoint
- De vorm van de gronddam
- De hellingshoek
- De bekleding

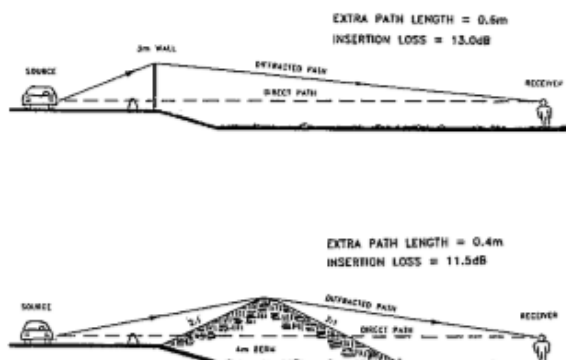
Naast deze parameters heeft wind ook een beduidende invloed op de geluidsreductie. Dit windeffect heeft voornamelijk een grote invloed op de hellingshoek van de gronddam [17].

De bovenstaande benoemde parameters en de windinvloed worden in onderstaande paragrafen bondig besproken.

5.1.1. De hoogte en afstand tot het diffractiepoint

De eerste belangrijke parameter is de positie van het diffractiepoint. Het diffractiepoint bij een gronddam is de top van de berm. Hier wordt immers de voorplantingsradius van het verkeersgeluid deels gebogen met als gevolg dat het verkeersgeluid wordt gereduceerd.

Het is algemeen geweten dat wanneer de afstand tussen de geluidsbron en het diffractiepoint kleiner wordt, het verkeersgeluid meer wordt gereduceerd. Het onderzoek van het ministerie van Transportatie en Autosnelwegen van Brits-Columbia bewijst ook deze hypothese [9]. Bij dit onderzoek is gebleken dat een geluidsscherm 3 tot 4 dB(A) meer geluid reduceert dan een gronddam met dezelfde hoogte [9]. Dit komt doordat de afstand tussen de geluidsbron en het diffractiepoint bij een gronddam groter is dan de afstand bij een geluidsscherm. Het verschil in de afstanden is te wijten aan de oppervlakte dat een gronddam nodig heeft. Een gronddam heeft immers meer ruimte nodig om geplaatst te worden dan een geluidsscherm. Als gevolg kan een geluidsscherm dichter bij de geluidsbron geplaatst worden dan een gronddam [7, 9]. Als de gronddam dezelfde geluidsreductie als een geluidsscherm wil bereiken, dan moet de gronddam een hogere hoogte hebben. Als gevolg is de hoogte eveneens een belangrijke factor bij het ontwerpen van een gronddam [7, 9]. Figuur 5-1 is een voorbeeldfiguur dat het effect van de positie van het diffractiepoint illustreert.



Figuur 5-1: Effect van de positie van het diffractiepoint [9]

5.1.2. De vorm van de gronddam

De tweede belangrijke parameter is de vorm van de gronddam, meer specifiek de vorm van de top van de gronddam. Dit komt omdat de top van een gronddam de helling van de diffractie van het geluid beïnvloedt. In het algemeen zijn er twee verschillende vormen: een triangulaire vorm en een trapezoidale vorm. [9, 17, 38]

Om de invloed van de top te achterhalen, heeft het ministerie van Transportatie en Autosnelwegen van Brits-Columbia [9] een onderzoek gedaan waarbij vijftien verschillende gronddammen zijn bestudeerd, dit met behulp van een drieschalig model waarin drie verschillende profielen bestudeerd zijn: een puntige top, een platte top en een ronde top. Voor de gronddam met een platte top is er gewerkt met een breedte van één meter en twee meter en voor de gronddam met een ronde top met een diameter van één en twee meter. Daarnaast zijn er voor elk profiel drie verschillende hellingen bestudeerd: 1.5:1, 2:1 en 3:1 [9]. Uit het onderzoek kan geconcludeerd worden dat de trapezoidale vorm met plat of rond profiel een beter geluidsreducerend effect heeft dan de triangulaire vorm. Echter is dit verschil minimaal: 0.5 dB(A) [9]. Verder heeft het onderzoek ook vastgesteld dat de helling van de gronddam een effect heeft op de geluidsreductie. Dit wordt verder besproken in Paragraaf 5.1.3.

Een onderzoek van Timothy Van Renterghem et al. [38] heeft eveneens de invloed van de vorm bestudeerd. In dit onderzoek is het geluidsreducerend effect van een gronddam vergeleken met deze van een geluidsscherm. Uit het onderzoek kan geconcludeerd worden dat de vorm van een gronddam in vergelijking met een vier meter hoge muur, gepositioneerd op dezelfde locatie, zorgt voor een variatie in de geluidsreductie van -4 dB(A) tot 6 dB(A) [38]. Daarnaast is er eveneens vastgesteld dat een trapezoidale vorm 3 tot 4 dB(A) meer geluid reduceert dan een triangulaire vorm [38]. Ten slotte heeft deze studie ook de invloed van een symmetrische en asymmetrische gronddam bestudeerd. Een asymmetrische gronddam is een gronddam waarbij de hellingshoeken niet overeenstemmen met elkaar. Uit de studie blijkt dat een asymmetrische gronddam met een verticale rand (één hellingshoek van 90°), gericht naar het verkeer, een verbeterende geluidsreductie van 9 dB(A) heeft ten opzichte van een symmetrische gronddam [38, 39].

Bij het vergelijken van de onderzoeken, is er bij de resultaten een zekere variatie op te merken. Deze is te wijten aan de verschillende methodologie. Ondanks de variatie hebben de resultaten één aspect gemeen: een trapezoidale gronddam heeft een groter geluidsreducerend effect dan een triangulaire gronddam. Bij het ontwerp van een gronddam, kan er dus beter gekozen worden voor een trapezoidale gronddam.

5.1.3. De hellingshoek

De derde belangrijke parameter is de hellingshoek van de gronddam. Deze parameter is, zoals reeds vermeld, afhankelijk van de aanwezigheid van wind. Bij de afwezigheid van wind is er een andere hellingshoek gewenst dan bij de aanwezigheid van wind. Beide situaties worden in deze paragraaf besproken.

Echter, een hellingshoek heeft enkele beperkingen. Zo kan de helling van een gronddam niet steiler zijn dan 45°. Bij een helling steiler dan 45°, moet de gronddam verstevigd worden door een wand, bijvoorbeeld met betonelementen, spuitbeton of een vernagelde wand. Als dit niet wordt gedaan, treedt er een risico op afschuiving op. [39]

Wanneer er voor een verstevigde gronddam wordt gekozen, kan er wel ruimte bespaard worden. Hierdoor ligt het diffractiepunt dicht bij de geluidsbron als gevolg dat het verkeersgeluid meer gereduceerd wordt. Een nadeel aan een helling steiler dan 45° is de verhoogde kostprijs door de aanwezigheid van de verstevigde wand. [39]

5.1.3.1. Bij afwezigheid van wind

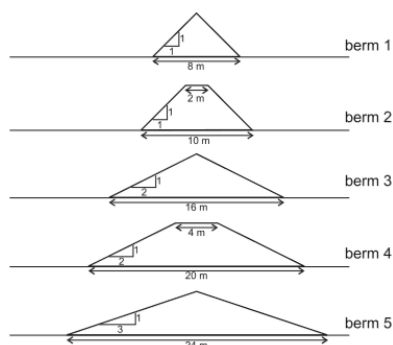
Algemeen wordt er aangenomen dat een steilere helling een hogere geluidsreductie heeft. De studie van het ministerie van Transportatie en Autosnelwegen van Brits-Columbia [9] ondersteunt deze hypothese. Naast de vorm bestudeert deze studie ook de invloed van de helling bij de afwezigheid van wind. Zoals reeds vermeld

in Paragraaf 5.1.2 heeft de studie voor elk profiel drie verschillende hellingen bestudeerd: 1.5:1, 2:1 en 3:1. Dit komt overeen met een hellingshoek van 56.3° , 63.4° en 71.6° [9]. Bij de hellingshoek van 71.6° werd een grotere geluidsreductie vastgesteld dan de twee andere hellingshoeken. Echter, dit verschil was bij hoge frequenties minimaal: 0.5-1 dB(A) [9]. Grotere verschillen waren pas op te merken bij de lage frequenties. Bij de lage frequenties was de grond dam echter minder effectief qua geluidsreductie [9].

5.1.3.2. Bij aanwezigheid van wind

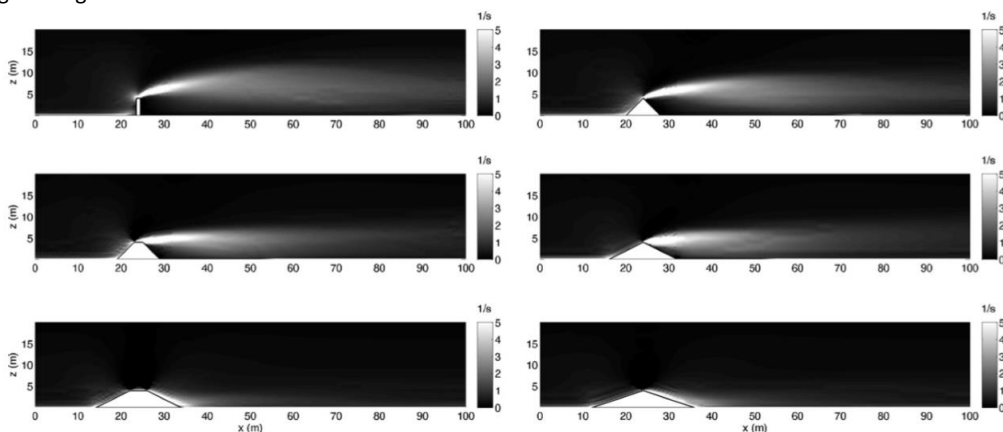
Bij de aanwezigheid van wind, is de eerder benoemde hypothese niet meer van toepassing. Wanneer wind in aanraking komt met een geluidsscherm wordt de verticale gradiënt van de horizontale component van de wind belemmerd. Dit heeft als gevolg dat de geluidsgolven naar beneden keren en het geluidsscherm lawaai produceert. Bij een korte afstand, betreden de geluidsgolven zelfs de schaduwzone dat gecreëerd werd door de barrière. Dit wordt beschouwd als de neerwaartse windeffecten. Grond dammen worden echter minder beïnvloed door de neerwaartse windeffecten. Dit komt doordat ze aerodynamisch beter zijn dan geluidschermen. [17]

Onderzoek van de Universiteit van Gent [17] heeft de invloed van wind op het geluidsverminderend effect van een grond dam bestudeerd. Bij deze studie zijn er, met behulp van simulaties, vijf verschillende grond dammen bestudeerd. Figuur 5-2 geeft de vormen van de grond dammen weer. Hieruit kan opgemerkt worden dat ze zowel met trapezoidale als met triangulaire grond dammen hebben gewerkt, onder een helling van 1:1, 1:2 en 1:3 [17]. Dit komt overeen met een hellingshoek van 45° , 26.6° en 18.4° . Verder is er voor dit onderzoek gekozen de toppen van de verschillende grond dammen te fixeren. Hierdoor blijft de afstand tot het diffractie punt voor de verschillende grond dammen en de hoogte van de grond dammen hetzelfde: 24 m en 4 m. [17]



Figuur 5-2: Vormen van de grond dammen [17]

Om de neerwaartse windeffecten beter te bestuderen, is het resultaat van de simulaties van deze neerwaartse windeffecten in beeld gebracht, weergegeven in Figuur 5-3. Uit deze figuur kan geconcludeerd worden dat een grond dam met een kleinere hellingshoek minder beïnvloed wordt door de neerwaartse windeffecten en dus een grotere geluidsreductie heeft. Daarnaast kan er ook opgemerkt worden dat een trapezoidale grond dam eveneens minder beïnvloed wordt door de neerwaartse windeffecten en dus een grotere geluidsreductie heeft.



Figuur 5-3: Neerwaartse windeffecten [17]

In Tabel 5-1 staan de gemiddelde geluidsreducties weergegeven van de trapezoidale gronddammen waarbij er simulaties zijn uitgevoerd op een afstand tussen de 50 en 100 m ten opzichte van de geluidsbron (26-76 m achter de gronddam), op hoogtes tussen de 1 en 2 m [17]. Deze simulaties zijn uitgevoerd bij een snelheid van 130 km/u, een windsnelheid van 0 km/u, 19 km/u en 38 km/u en bij verschillende bekledingen [17]. Uit de tabel kan vastgesteld worden dat een steilere helling effectiever is in een windstille situatie, zoals reeds vermeld in Paragraaf 5.1.3.1, en dat een lichtere helling effectiever is in een situatie met aanwezigheid van wind. Daarnaast kan ook opgemerkt worden dat de bekleding van de gronddam een invloed heeft op de geluidsreductie. Dit komt door de akoestische eigenschappen van de bekleding. Dit aspect wordt verder besproken in Paragraaf 5.1.4.

In Tabel 5-2 staan de gemiddelde geluidsreducties weergegeven van de triangulaire gronddammen. De simulaties zijn onder dezelfde omstandigheden uitgevoerd als de simulaties van de trapezoidale gronddammen. Als deze waarden met de waarden van Tabel 5-1 worden vergeleken, dan wordt de conclusie die eerder werd geformuleerd in Paragraaf 5.1.2 ook hier bevestigd: een trapezoidale gronddam is, zowel in een windstille als in de aanwezigheid van wind, efficiënter dan een triangulaire gronddam.

Tabel 5-1: Gemiddelde geluidsreducties van trapezoidale gronddammen [17]

Hellingshoek		Geen wind	Windsnelheid: 19	Windsnelheid: 38
[°]		[dB(A)]	km/u [dB(A)]	km/u [dB(A)]
Gras	45	9,3	6,8	5,6
	26.6	8,1	7,8	7,6
Bosgrond	45	10,4	8,0	6,3
	26.6	10,2	9,8	9,6

Tabel 5-2: Gemiddelde geluidsreducties van triangulaire gronddammen [17]

Hellingshoek		Geen wind	Windsnelheid: 19	Windsnelheid: 38
[°]		[dB(A)]	km/u [dB(A)]	km/u [dB(A)]
Gras	45	7,8	4,5	1,4
	26.6	6,8	5,5	4,5
	18.4	6,3	6,2	6,1
Bosgrond	45	9,2	4,9	1,5
	26.6	8,6	6,8	5,3
	18.4	9,0	8,7	8,3

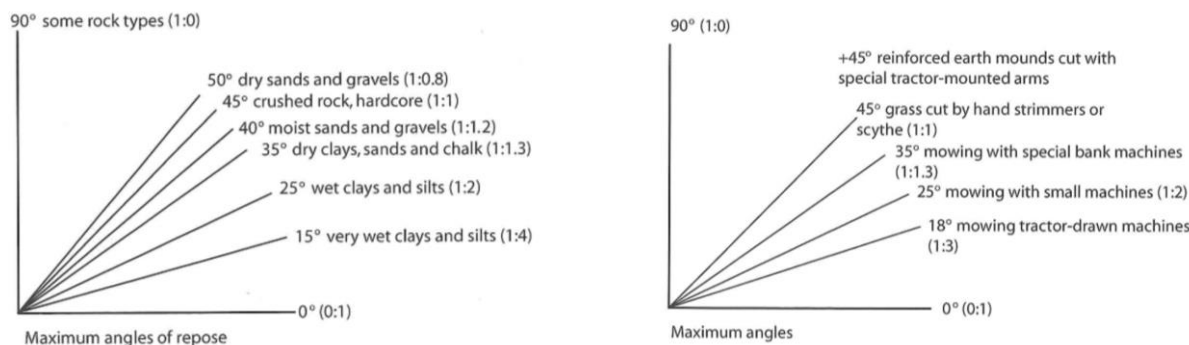
5.1.4. De bekleding

De vierde en de laatste parameter is de bekleding van de gronddam. De bekleding/ het beplanten van een gronddam wordt om meerdere redenen gedaan: stabilisatie van de structuur, integratie in het landschap en het geluidsreducerend effect. Deze factoren worden in de onderstaande paragrafen bondig besproken. [7, 11]

5.1.4.1. Stabilisatie en integratie

Nadat de gronddam is aangelegd, moet de bodem nog gestabiliseerd worden. Dit wordt gedaan door de bodem van de gronddam te beplanten of te bekleden met gras. De wortels van de planten en het gras zorgen ervoor dat de grond niet kan afschuiven. Daarnaast absorberen de wortels eveneens water wat het weglopen van het water af de helling voorkomt. [7, 11] Naast de stabilisatie van de gronddam, zorgt de beplanting er eveneens voor dat de gronddam esthetisch beter in het landschap past [7, 11]. Ecologisch is dit ook een voordeel. Door de gronddam te bekleden met planten of gras worden er insecten, vlinders, reptielen en andere dieren aangetrokken [7, 11].

Echter kunnen er op elke grondnam niet alle planten of grassoorten geplant worden. Afhankelijk van de hellingshoek, het onderhoud en het klimaat wordt de geschikte bekleding gekozen. Zo zijn bijvoorbeeld steilere hellingen moeilijker te beplanten doordat de wortels zich minder goed kunnen nestelen in de grond en zo dus de stabilisatie niet kunnen verzekeren. Daarnaast is het onderhoud van de bekleding bij steilere hellingen ingewikkelder, zo kunnen bijvoorbeeld bij grasoppervlaktes niet alle machines gebruikt worden. Figuur 5-4 (a) en (b) zijn twee voorbeeldgrafieken waarmee de keuze ten opzichte van de hellingshoek en onderhoud wordt verduidelijkt. In Figuur 5-4 (a) wordt de type grond en bekleding vergeleken met de hellingshoek en in Figuur 5-4 (b) wordt het onderhoud van het gras vergeleken met de hellingshoek. Verder beïnvloedt ook het klimaat de keuze van de beplanting. Zo kunnen sommige planten en grassoorten niet tegen warme temperaturen en/of veel water. [7, 11, 24]



Figuur 5-4: (a) Bodem vs. helling en (b) Onderhoud vs. Helling [11]

5.1.4.2. Het geluidsreducerend effect

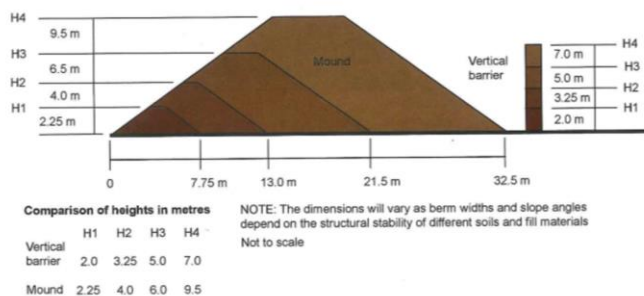
De keuze van de bekleding heeft eveneens een bepaalde invloed op het geluidsreducerend effect van een grondnam. Zo worden de akoestische eigenschappen van de grondnam voornamelijk bepaald door de bekleding. Wanneer het verkeersgeluid de oppervlakte van de grondnam raakt, wordt een deel van het geluid gereflecteerd, doorgelaten en geabsorbeerd. De absorptie van het verkeersgeluid wordt bepaald door de akoestische eigenschappen van de bekleding. Met deze akoestische eigenschappen wordt de porositeit, de stromingsweerstand, de tortuositeit en de ruwheid aangesproken. [24, 40] Afhankelijk van deze factoren heeft een bepaalde bekleding een hogere of lagere geluidsabsorptie dan een andere bekleding.

De Universiteit van Gent [17] heeft naast de hellingshoek en de vorm ook de akoestische eigenschappen van bekleding, meer specifiek de porositeit, onderzocht. Hierbij hebben ze een traditioneel grasoppervlak vergeleken met een oppervlakte bedekt met bosgrond. De bosgrond had een hogere porositeit. Uit Tabel 5-1 en Tabel 5-2 kan er geconcludeerd worden dat de grondnamen bedekt met een zachte bosgrond een beter geluidsreducerend effect hebben dan de grondnamen bedekt met traditioneel gras. Dit komt door de hogere porositeit van de bosgrond: door de goede porositeit worden de geluidsgolven minder gereflecteerd en meer geabsorbeerd, zoals reeds is uitgelegd in Hoofdstuk 4: Vegetatie.

Timothy Van Renterghem et al. [38] hebben bij hun onderzoek, naast de vorm, ook de ruwheid van de grondnam bestudeerd. Bij de analyse is gebleken dat wanneer de ruwheid verhoogt, de geluidsreductie ook verhoogt. Echter is er wel een verschil opgemeten in de hellingen en de top. Er kon geconcludeerd worden dat de ruwheid in de hellingen meer effect heeft op de geluidsreductie dan ruwheid op de top. Daarnaast wordt er ook meer gefocust op de ruwheid wanneer de oppervlakte meer stijf en star is. Bij een gras-bedeekte grondnam of een grondnam bedekt met een poreuze bekleding is de ruwheid minder belangrijk. [38]

5.2. Gronddam vs. geluidsscherm

Als een gronddam met een geluidsscherm wordt vergeleken, kan er vastgesteld worden dat een gronddam meer ruimte nodig heeft dan een geluidsscherm. Hierdoor is een gronddam praktisch niet altijd mogelijk. Daarnaast is er met een gronddam een grotere hoogte vereist om hetzelfde effect als een geluidsscherm (op dezelfde locatie) te bekomen. [13, 30, 39, 41-43] Figuur 5-5 geeft een voorbeeld van deze situatie. Bij dit voorbeeld kan er vastgesteld worden dat de gronddam 9,5 m hoog moet zijn om eenzelfde geluidsreductie te creëren als een geluidsscherm van 7 m hoog, en hierbij een breedte zal hebben van 32,5 m. [13]



Figuur 5-5: Voorbeeldfiguur gronddam vs. geluidsscherm [13]

Een gronddam is wel een goed alternatief voor een geluidsscherm als de nodige ruimte beschikbaar is. Een gronddam is immers een goedkopere methode dan een geluidsscherm. Daarnaast creëert een gronddam ook een natuurlijk uitzicht en is het minder gevoelig voor graffiti. In Tabel 5-3 worden enkele voor- en nadelen van een gronddam opgesomd. [13, 39, 41, 43]

Tabel 5-3: Voor- en nadelen van een gronddam

Voordelen gronddam [13, 39, 41, 43]	Nadelen gronddam [13, 39, 41, 43]
<ul style="list-style-type: none"> - Natuurlijk uitzicht - Gevoel van open ruimte - Vaak goedkoper dan een geluidsscherm (afhankelijk van het gebruikte materiaal) - Duurzaam: onbeperkte levensduur - Ongevoelig voor graffiti 	<ul style="list-style-type: none"> - Meer ruimte en aarde nodig - Akoestische afscherming is minder efficiënt dan door een scherm met dezelfde hoogte - Meer onderhoud (voor de vegetatie) - Verhinderend van het gezichtsveld van de omwonenden en weggebruikers

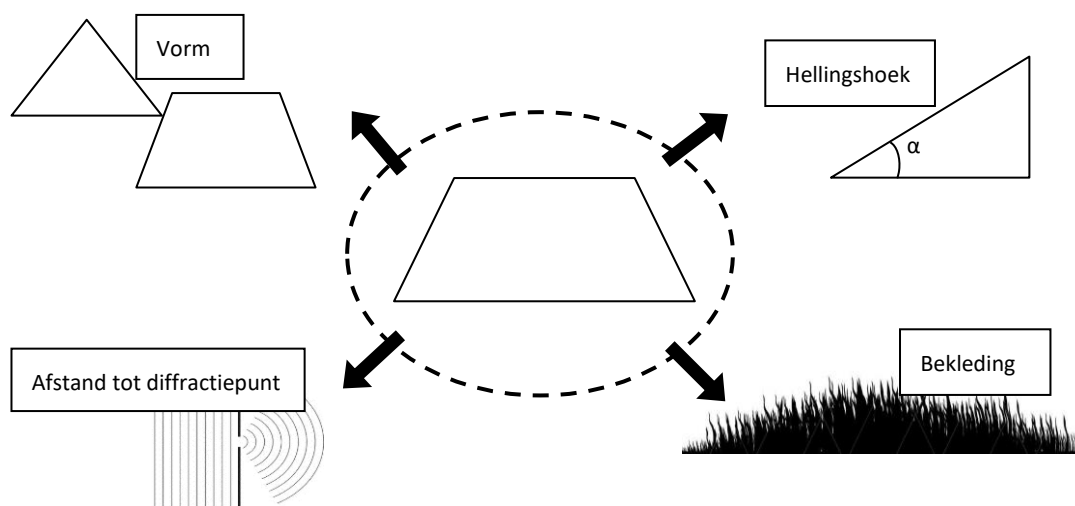
Een combinatie van een gronddam en geluidsscherm is eveneens mogelijk. Een mogelijke opbouw is het plaatsen van een geluidsscherm bovenop een gronddam. Door het geluidsscherm op de gronddam te plaatsen, worden de geluidsgolven die eerder door de helling van de gronddam over top werden geleid, gebroken [30]. Dit zorgt voor een extra niveauperlating van 10 dB(A) bij een frequentiebereik van 350-500 Hz [42].

5.3. Deelconclusies

Uit de literatuurstudie kan geconcludeerd worden dat een gronddam in geen enkele situatie hetzelfde ontwerp heeft. Afhankelijk van de locatie, de hoogte, de vorm, de hellingshoek en de bekleding reduceert de gronddam al dan niet meer of minder verkeersgeluid. Algemeen is er geweten dat wanneer de gronddam dicht bij de geluidsbron staat, meer verkeersgeluid wordt geabsorbeerd. Hoe verder de barrière is verwijderd van de bron, hoe hoger de gronddam moet zijn om voldoende geluid te reduceren. Als er naar de vorm van de ideale gronddam wordt gekeken, dan kan er geconcludeerd worden dat deze een trapezoidale vorm heeft. De hellingshoek daarentegen is gecompliceerder. Deze parameter is afhankelijk van de wind. Zo heeft de ideale gronddam in een windstille situatie een steilere helling, terwijl de ideale gronddam in de aanwezigheid van wind een kleinere helling heeft. De laatste parameter, de bekleding, heeft eveneens een gunstig effect op de geluidsreductie. Hierbij wordt er gefocust op de akoestische eigenschappen van de bekleding, meer specifiek de porositeit en de ruwheid. Echter moet er bij de bekleding ook rekening gehouden

worden met de hellingshoek, het onderhoud en het klimaat. Afhankelijk van deze factoren kunnen niet alle vegetatietypes en grassoorten geplant worden.

Door al deze parameters is het zeer belangrijk om tijdens het ontwerpen van de gronddam verschillende opties open te houden zodat uiteindelijk de meest geschikte gronddam wordt toegepast. De keuze tussen de verschillende parameters wordt in onderstaande figuur gevisualiseerd.



Figuur 5-6: Overzicht van de parameters die de geluidsreductie beïnvloeden

6. Meetmethodiek en meetlocaties

In dit hoofdstuk wordt de methodiek beschreven die wordt gebruikt om het geluidsverminderend effect van een vegetatiestrook en een gronddam te bestuderen, alsook enkele randvoorwaarden waaraan voldaan moet worden bij het onderzoek naar geschikte meetlocaties. Vervolgens wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van de onderzochte meetlocaties.

6.1. Meetmethodiek

In onderstaande paragrafen wordt een toelichting gegeven over benodigde apparatuur en de opstelling ervan voor het opnemen van de geluidsfragmenten. Voor deze thesis wordt het geluid gemeten achter een gronddam alsook in een vegetatiestrook. Om te kunnen achterhalen in welke mate beide methodes het geluid reduceren, wordt er eveneens gemeten op een referentieveld gelegen nabij de gronddam en de vegetatiestrook respectievelijk. Op deze manier kan er vergeleken worden met de situatie waarbij geen gronddam of vegetatie aanwezig is.

6.1.1. Opstelling apparatuur

Figuur 6-1 geeft de meetopstelling weer die op vijf verschillende afstanden van de wegverharding wordt opgesteld, namelijk op 10 meter, 20 meter, 30 meter, 50 meter en 100 meter. Deze afstanden worden op voorhand met behulp van een lintmeter bepaald. Er worden twee microfoons (G.R.A.S. 46 AE) op een statief bevestigd; één op een hoogte van 1,20 meter en één op vijf meter hoogte. Beide microfoons worden voorzien van een windscherm ter bescherming van de geluidsfragmenten tegen wind. De microfoons zijn verbonden met een laptop via een data-acquisitie systeem en kabels. Er wordt gebruik gemaakt van een National Instruments data-acquisitie systeem (NI-9234, cDAQ-9171) met 4 poorten, waardoor er vier kanalen beschikbaar zijn. Echter, vermits slechts twee microfoons tegelijkertijd van toepassing zijn, worden er slechts twee kanalen gebruikt. Ook een externe accu is nodig voor de voeding van de laptop.



Figuur 6-1: Opstelling apparatuur

Voor de metingen werkelijk van start kunnen gaan, wordt de sensitiviteit van de microfoons gekalibreerd met behulp van een kalibrator en een MATLAB-script 'Kalibratie' dat in Bijlage A geraadpleegd kan worden. Bij deze kalibratie wordt op de microfoon een kalibrator geplaatst, dewelke een signaal uitzendt met een geluidsniveau van 114 dB(A). Vervolgens wordt de standaard sensitiviteit van de microfoon in het MATLAB-script gevoerd. Dit script zorgt ervoor dat als de microfoon een geluidsniveau opneemt dat groter of kleiner is dan 114 dB(A), de sensitiviteit wordt vermeerderd of verminderd met 0,001 respectievelijk. Dit

proces wordt herhaald tot de gewenste 114 dB(A) is bekomen. Deze kalibratie wordt elke meetdag voor beide microfoons uitgevoerd. Een validatie van deze kalibratie wordt in paragraaf 7.1.2 Validatie toegelicht.

Ook de metingen zelf worden met behulp van MATLAB aangestuurd. De sensitiviteit van de microfoons die wordt bekomen uit de kalibratie wordt telkens manueel in het MATLAB-script 'Opname_auto' Bijlage A ingevoerd. Dit script neemt het wegverkeersgeluid op voor een vaste duur (15 minuten). Wanneer deze duur is afgelopen, wordt de opstelling naar de volgende afstand verplaatst. De gehele opstellingsprocedure wordt herhaald op een nabijgelegen referentieveld.

6.1.2. Randvoorwaarden meting

Vooraleer de metingen van start kunnen gaan, zijn er enkele randvoorwaarden waaraan voldaan moet worden, zodat de metingen zo min mogelijk beïnvloed worden door externe factoren. Enkele randvoorwaarden die aan de geluidsmetingen worden gesteld, zijn geformuleerd in de norm ISO 1996-2 [44] en de Europese richtlijn 2015/996 van de Commissie van 19 mei 2015 tot vaststelling van gemeenschappelijke bepalingmethoden voor lawaai [45].

Bij langdurige, harde geluidsbronnen zal de meting worden herstart. Echter, is het niet mogelijk om bij elke onvoorziene geluidsbron de meting te herstarten. Hiervoor worden de tijden van storing genoteerd, zodat deze momentopnames voor de verwerking in MATLAB verwijderd kunnen worden. Als de verkeerstrom op de autosnelweg wordt verstoord, door bijvoorbeeld file of infrastructuurwerken, worden de metingen stopgezet.

Hiernaast worden er eveneens meteorologische randvoorwaarden opgesteld waaraan voldoen moet worden op de dag dat een meting plaatsvindt. Er mag geen meting plaatsvinden bij regen, sneeuw of wanneer het vriest, dit kan namelijk destructief zijn voor de apparatuur die wordt gebruikt. Tenslotte is het ook van belang dat de windsnelheden niet oplopen tot hoger dan 18 km/u (5m/s). Indien dit wel van het geval is, moeten de metingen worden stopgezet.

Tenslotte zijn er ook nog enkele voorwaarden gesteld aan de locaties waarop wordt gemeten. Zo dienen de locaties gelegen te zijn aan een autosnelweg met een verkeerssnelheid van minstens 90 km/u. Vermits er gemeten wordt tot op een afstand van 100 meter, dient de meetlocatie minstens even lang te zijn. Het is belangrijk dat er aan de vegetatiestrook of de grond dam en het bijhorende referentieveld eenzelfde verkeerstrom en wegverharding van toepassing zijn. Het referentieveld kan dus best zo dicht mogelijk bij de bijhorende meetlocatie gelegen zijn. De invloed van de verkeersintensiteit en hoe deze wordt verwerkt bij de meetresultaten wordt in paragraaf 7.1.3.2 Verkeersintensiteit besproken. Verder dient de vegetatiestrook voldoende begroeid te zijn, echter, is er ook enige bewegingsruimte noodzakelijk om de apparatuur in het bos te kunnen verplaatsen. Hiernaast speelt ook de bereikbaarheid van de vegetatiestrook, grond dam en de bijhorende referentieveld een rol. Tot slot dient het mogelijk te zijn om zowel in de vegetatiestrook of achter de grond dam als het referentieveld vanaf eenzelfde afstand te beginnen meten.

Alle bovenstaande eisen, opgesteld in samenwerking met het AWV, geven een indicatie naar welke zaken gekeken moest worden tijdens het onderzoek naar geschikte meetlocaties. De bezochte locaties worden in volgende paragrafen nader besproken.

6.2. Meetlocaties

Vooraleer de eigenlijke metingen van start konden gaan, zijn er verschillende locaties bezocht waaruit vervolgens de meest ideale vegetatiestrook en gronddam zijn gekozen. De bezochte locaties die ongeschikt bleken, kunnen terug gevonden worden in Bijlage B. Om de terreinen te betreden, is er toestemming aan de eigenaars gevraagd om het terrein gedurende de maanden februari tot en met april te betreden. In onderstaande paragrafen worden de vegetatiestrook en gronddam uitgebreid voorgesteld.

6.2.1. Vegetatie

De vegetatiestrook waarop de metingen zijn uitgevoerd, is gelegen in Brecht, naast de E19 richting Breda. Het referentieveld voor de metingen bij dit bos ligt op een afstand van een kleine vier kilometer verderop. In onderstaande paragrafen wordt een omvangrijke beschrijving gegeven van beide percelen.

6.2.1.1. Vegetatiestrook

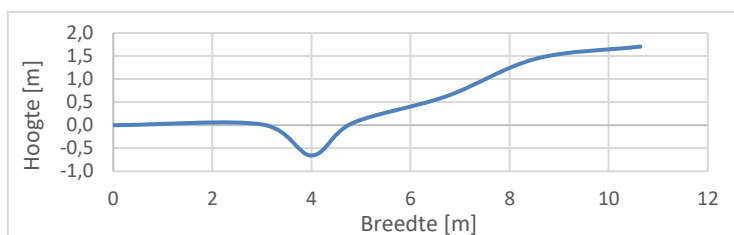
De vegetatiestrook is bereikbaar via de Elzenkouter in Brecht. Dit is een smal zandpadje dat enkel gebruikt wordt voor uitzonderlijk plaatselijk vervoer met als gevolg dat het een rustig gelegen locatie is. Hierdoor is dit bos een ideaal perceel om geluidsmetingen uit te voeren. Figuur 6-2 toont de ligging van de vegetatiestrook, alsook een visuele voorstelling van het bos.



Figuur 6-2: Situering van de vegetatiestrook

Het bos heeft een lengte van ongeveer 360 meter en een breedte van 250 meter. De vegetatiestrook heeft een rijke begroeiing met vele verschillende boomsoorten, zoals naaldbomen, loofbomen en lijsterbessen. De vertakking van de naaldbomen begint op een hoogte hoger dan tien meter ten opzichte van de ondergrond, terwijl de vertakking van de loofbomen en lijsterbessen op een hoogte vanaf vier meter boven de ondergrond begint. Op bepaalde plaatsen begint de vertakking al op een hoogte van één meter. Dit is de vertakking van jonge bomen. Daarnaast groeien er ook lage struiken zoals varens, brandnetels en bramen. De ondergrond is bedekt met naalden, bladeren, takken en mos. Doordat het bos een natuurlijk bos is, staan de bomen op verschillende afstand van elkaar. Hierdoor is de vegetatiestrook op bepaalde plaatsen dichtbegroeid en op andere plaatsen minder dichtbegroeid. Bij de meest dichtbegroeide delen bevinden de bomen zich op minder dan een halve meter van elkaar, bij de minst dichtbegroeide delen bevinden de bomen zich maximaal op een afstand van drie meter van elkaar. Daarenboven zijn er twee smalle sloten aanwezig in het bos.

De autosnelweg en de ondergrond van de vegetatiestrook liggen echter niet op dezelfde hoogte. Om het hoogteverschil tussen de vegetatiestrook en wegverharding te bepalen, zijn er topografische metingen uitgevoerd. Het resultaat van de metingen wordt visueel weergegeven in Figuur 6-3. Uit deze figuur kan er vastgesteld worden dat de bosgrond en wegverharding een hoogteverschil hebben van 1,71 m. Dit hoogteverschil is eveneens van toepassing bij het referentieveld.



Figuur 6-3: Weergave doorsnede helling voor vegetatiestrook

Enkele opmerkingen betreffende de locatie van deze vegetatiestrook:

- De gps-coördinaten zijn: 51°18'53.4"N 4°34'18.9"E.
- De referentiepunten zijn: 56.6-56.9 km op de E19.
- De geschikte meewindrichtingen zijn naar het O-ZO-Z gericht. De wind moet dus van het W-NW-N afkomstig zijn.

6.2.1.2. Referentieveld

Het referentieveld voor de vegetatiestrook is makkelijk te bereiken via de Schotensteenweg te Brecht. Het veld is een grasveld dat gebruikt wordt als landbouwgrond. Deze meetlocatie heeft een vijfhoekige vorm met een maximale lengte van ongeveer 120 m en een maximale breedte van ongeveer 235 m. Figuur 6-4 geeft een visuele voorstelling van het referentieveld.



Figuur 6-4: Situering van het referentieveld voor de vegetatiestrook

Enkele opmerkingen betreffende de locatie van dit referentieveld:

- De gps-coördinaten zijn: 51°20'03.0"N 4°36'27.9"E.
- De referentiepunten zijn: 60.1-60.3 km op de E19.
- De geschikte meewindrichtingen zijn naar het O-ZO-Z gericht. De wind moet dus van het W-NW-N afkomstig zijn.

6.2.1.3. Opstelpunten

Op deze locaties zijn er op vijf verschillende dagen geluidsmetingen uitgevoerd. De dagen waarop de metingen zijn uitgevoerd, zijn:

- Meetdag 1: zondag 24 maart 2019: 10u55-15u18
- Meetdag 2: woensdag 27 maart 2019: 11u58-16u18
- Meetdag 3: zaterdag 30 maart 2019: 09u28-14u02
- Meetdag 4: maandag 1 april 2019: 09u22-13u41
- Meetdag 5: donderdag 4 april 2019: 10u59- 15u06

Op een meetdag zijn er eerst metingen uitgevoerd op 10 meter, 20 meter, 30 meter, 50 meter en 100 meter afstand in de vegetatiestrook. Omdat de vegetatiestrook niet direct aansluit op de wegverharding, maar echter pas op een afstand van 10,64 meter ten opzichte van de autosnelweg, bevond de meetpost van 10 meter zich op een afstand van 20,64 meter ten opzichte van de wegverharding. Per meetafstand is er

tegelijkertijd op een hoogte van 1,2 meter en 5 meter gemeten. Na de geluidsmetingen in de vegetatiestrook is de meetapparatuur verplaatst naar het referentieveld waarbij de eerste meetafstand van 10 meter overeenkomt met een afstand van 20,64 meter ten opzichte van de autosnelweg. Ten opzichte van deze afstand zijn de andere vier meetafstanden vervolgens uitgezet waarbij er steeds op een hoogte van 1,2 meter en 5 meter is gemeten.

6.2.2. Gronddam

De gronddam die werd gebruikt voor de metingen is gelegen in Ossendrecht, net over de grens België-Nederland, naast de A4 richting Bergen op Zoom, Figuur 6-5 geeft een visueel beeld van de ligging. Het referentieveld voor de metingen bij deze gronddam ligt ongeveer een halve kilometer verder. In onderstaande paragrafen wordt er een veelomvattende beschrijving gegeven van beide percelen.

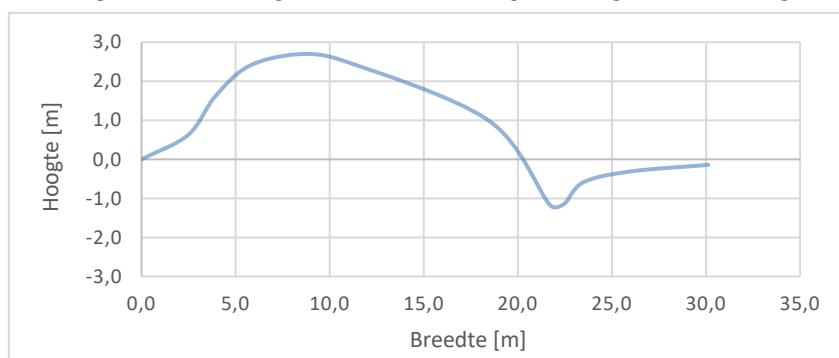
6.2.2.1. Gronddam

De gronddam is bereikbaar via de Zuidpolderdijk in Ossendrecht. Dit is een smalle doodlopende verharde weg die gelegen is achter de gronddam en die enkel gebruikt wordt voor de landbouw. Hierdoor is de meetlocatie makkelijk te bereiken. Naast deze weg loopt een beek met een breedte van zo'n drie meter. Er zijn twee overbruggingen die een oversteek naar het achterliggende veld mogelijk maken. Het talud van de gronddam alsook het veld erachter is begroeid met gras. Onderstaande figuren geven een visuele voorstelling van de gronddam en haar omgeving weer.



Figuur 6-5: Situering van de gronddam

Om de vorm met de bijhorende hoogte en breedte van de gronddam te bepalen, zijn er topografische metingen uitgevoerd. Het resultaat van deze metingen wordt visueel weergegeven in Figuur 6-6. Deze figuur geeft de doorsnede van de gronddam weer. De gronddam heeft een asymmetrische trapezoidale vorm met een totale breedte van 30,12 m. De top van de gronddam heeft afgeronde vorm. Het diffractiepoint ligt op een hoogte van 2,69 m en is op een afstand van 27,86 m gelegen van de geluidsbron. Door de asymmetrische vorm heeft de gronddam twee verschillende hellingshoeken; aan de kant van de geluidsbron heeft de gronddam een hellingshoek van ongeveer $9,42^\circ$, aan de kant van de geluidsmetingen heeft de gronddam een hellingshoek van ongeveer $18,03^\circ$. De gronddam heeft een lengte van ongeveer 380 m lang.



Figuur 6-6: Weergave doorsnede gronddam

Enkele punten betreffende de locatie van deze gronddam:

- De gps-coördinaten zijn: 51°23'32.9"N 4°17'33.9"E.
- De referentiepunten zijn: 248.2-248.5 km op de A4.
- De geschikte meewindrichtingen zijn naar het N-NO-O gericht. De wind moet dus van het Z-ZW-W afkomstig zijn.

6.2.2.2. Referentieveld

Het referentieveld voor de gronddam is bereikbaar via de Oude Dijk te Ossendrecht. Dit referentieveld is een akkerland gebruikt voor de oogst van aardappelen. Tijdens de metingen heeft het veld brak gelegen als gevolg dat het geen probleem was voor de eigenaar om het terrein te betreden. Het referentieveld heeft vijfhoekige vorm met een maximale lengte en breedte van ongeveer 385m. Het veld is gescheiden van de wegverharding door een smalle beek. Verder ligt het veld op eenzelfde hoogte als de wegverharding. Figuur 6-7 geeft een visueel beeld weer van het referentieveld.



Figuur 6-7: Situering van het referentieveld van de gronddam

Ook hier enkele opmerkingen betreffende de locatie van het referentieveld:

- De gps-coördinaten zijn: 51°24'02.2"N 4°17'16.3"E.
- De referentiepunten zijn: 247.2-247.5 km op de A4.
- De geschikte meewindrichtingen zijn naar het N-NO-O gericht. De wind moet dus van het Z-ZW-W afkomstig zijn.

6.2.2.3. Opstelpunten

Op deze locaties zijn er eveneens op vijf verschillende dagen geluidsmetingen uitgevoerd. De dagen waarop de metingen zijn uitgevoerd, zijn:

- Meetdag 1: zondag 24 februari 2019: 10u03-14u28
- Meetdag 2: maandag 25 februari 2019: 09u56-14u10
- Meetdag 3: vrijdag 1 maart 2019: 12u59-17u00
- Meetdag 4: woensdag 20 maart 2019: 09u51-13u54
- Meetdag 5: donderdag 21 maart 2019: 10u01-14u07

Op een meetdag zijn er eerst metingen uitgevoerd op 10 meter, 20 meter, 30 meter, 50 meter en 100 meter afstand achter de gronddam. De eerste meetafstand, 10 meter, is opgemeten vanaf de teen van de gronddam. Doordat de gronddam een breedte heeft van 30,12 meter, komt een afstand van 10 meter overeen met een totale afstand van 40,12 meter ten opzichte van de autosnelweg. Per meetafstand is er tegelijkertijd op een hoogte van 1,2 meter en 5 meter gemeten. Na de geluidsmetingen achter de gronddam is de meetapparatuur verplaatst naar het referentieveld. Vermits de gronddam een breedte heeft van 30,12 meter, diende deze afstand eveneens op het referentieveld overbrugd te worden. Vanaf deze locatie zijn de afstanden vervolgens opgemeten en is er steeds op een hoogte van 1,2 meter en 5 meter per meetafstand gemeten.

6.3. Samenvatting

Om een duidelijk beeld te schetsen van de meetmethodiek en de meetlocaties worden de belangrijkste aspecten weergegeven in Tabel 6-1. In deze tabel worden eveneens de gemiddelde verkeersintensiteiten en meteogegevens per dag weergegeven. Om de verkeersintensiteiten en meteogegevens per meetdag, per kwartier te bekijken, wordt er verwezen naar Bijlage CBijlage H. De verkeersintensiteiten zijn verkregen via Agentschap Wegen en Verkeer. I2 staat voor personenwagens, I3 voor bestelwagens, I4 voor kleine vrachtwagens en I5 voor grote vrachtwagens.

Tabel 6-1: Samenvatting meetlocaties

Aspecten		Vegetatiestrook	Gronddam
Meethoogtes		1,2 m en 5 m	
Meetafstanden		10 m, 20 m, 30 m, 50m en 100 m	
Meetlocaties		Brecht E19	Ossendrecht A4
Vorm		/	Trapezoïdaal, afgeronde top
Begroeiing		naaldbomen, loofbomen, lijsterbessen, naalden, bladeren, takken en mos	Gras
Coördinaten		51°18'53.4"N 4°34'18.9"E	51°23'32.9"N 4°17'33.9"E
Referentiepunten		56.6-56.9 km	248.2-248.5 km
Gewenste windrichting		W-NW-N	Z-ZW-W
Verkeerssnelheid		120 km/u	120 km/u
Meetdag 1	Gemiddelde Meteogegevens	Temperatuur [°C]: 9-12 Windsnelheid [km/u]: 9-16 Windrichting: N-NW	Temperatuur [°C]: 9-16 Windsnelheid [km/u]: 6-8 Windrichting: NO-O-ZO
	Gemiddelde verkeersintensiteit	I2= 436 I3= 33 I4= 7 I5= 25	I2= 476 I3= 41 I4= 6 I5= 7
Meetdag 2	Meteogegevens	Temperatuur [°C]: 11-12 Windsnelheid [km/u]: 6-11 Windrichting: NW-NNO	Temperatuur [°C]: 10-18 Windsnelheid [km/u]: 3-11 Windrichting: NW-NO-O
	Gemiddelde verkeersintensiteit	I2= 340 I3= 56 I4= 25 I5= 136	I2= 279 I3= 43 I4= 24 I5= 190
Meetdag 3	Gemiddelde Meteogegevens	Temperatuur [°C]: 13-19 Windsnelheid [km/u]: 10-12 Windrichting: ZW-WZW	Temperatuur [°C]: 7-8 Windsnelheid [km/u]: 14-18 Windrichting: NNW-W
	Gemiddelde verkeersintensiteit	I2= 571 I3= 50 I4= 19 I5= 50	I2= 552 I3= 84 I4= 26 I5= 165
Meetdag 4	Gemiddelde Meteogegevens	Temperatuur [°C]: 6-15 Windsnelheid [km/u]: 13-15 Windrichting: O-ONO	Temperatuur [°C]: 9-13 Windsnelheid [km/u]: 11-14 Windrichting: ZW-WZW
	Gemiddelde verkeersintensiteit	I2= 298 I3= 57 I4= 25 I5= 141	I2= 244 I3= 50 I4= 23 I5= 197

Meetdag 5	Gemiddelde Meteogegevens	Temperatuur [°C]: 4-10 Windsnelheid [km/u]: 4-8 Windrichting: ZO-Z	Temperatuur [°C]: 9-13 Windsnelheid [km/u]: 8-11 Windrichting: WZW-W
	Gemiddelde verkeersintensiteit	I2= 327 I3= 62 I4= 29 I5= 148	I2= 275 I3= 51 I4= 23 I5= 189

7. Meetresultaten

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de metingen besproken. Allereerst wordt toegelicht hoe de verkregen databestanden uit MATLAB worden verwerkt en gevalideerd. Vervolgens wordt besproken hoe de resultaten worden gecorrigeerd naar de weersomstandigheden en de verkeersintensiteit. Daarna wordt kort beschreven wat er wordt verwacht van het frequentiespectrum van het wegverkeerslawaai volgens de literatuur. Na deze toelichting worden de eigenlijke meetresultaten van de vegetatiestroom en grondnam nader besproken.

7.1. Verwerking databestanden

Na het beëindigen van alle geluidsmetingen kunnen de databestanden verwerkt worden. Voor elke meetdag zijn er tien databestanden; vijf voor de grondnam of vegetatiestroom en vijf voor het bijhorende referentieveld (één voor elke afstand). Deze verwerking gebeurt met behulp van computerprogramma MATLAB en Excel. Doordat de databestanden zeer groot zijn (minstens 2,5 GB), is het niet mogelijk de data rechtstreeks te implementeren in Excel. Hierdoor worden ze eerst verwerkt in MATLAB. Daarnaast moeten de verkregen waardes eveneens gevalideerd worden. In de onderstaande paragrafen worden beide aspecten nader toegelicht.

7.1.1. Verwerking in MATLAB

Bij het verkrijgen van de databestanden worden de bestanden eerst nog geknipt vooraleer de eigenlijke verwerking kan beginnen. Tijdens de metingen is het immers mogelijk dat ongewenste geluidsbronnen worden opgenomen. Deze kunnen foutieve meetresultaten opleveren en dienen dus uit de databestanden verwijderd te worden. Wanneer de ongewenste geluidsbronnen worden waargenomen tijdens de metingen wordt de exacte tijdsperiode opgeschreven zodat deze achteraf makkelijk te verwijderen is.

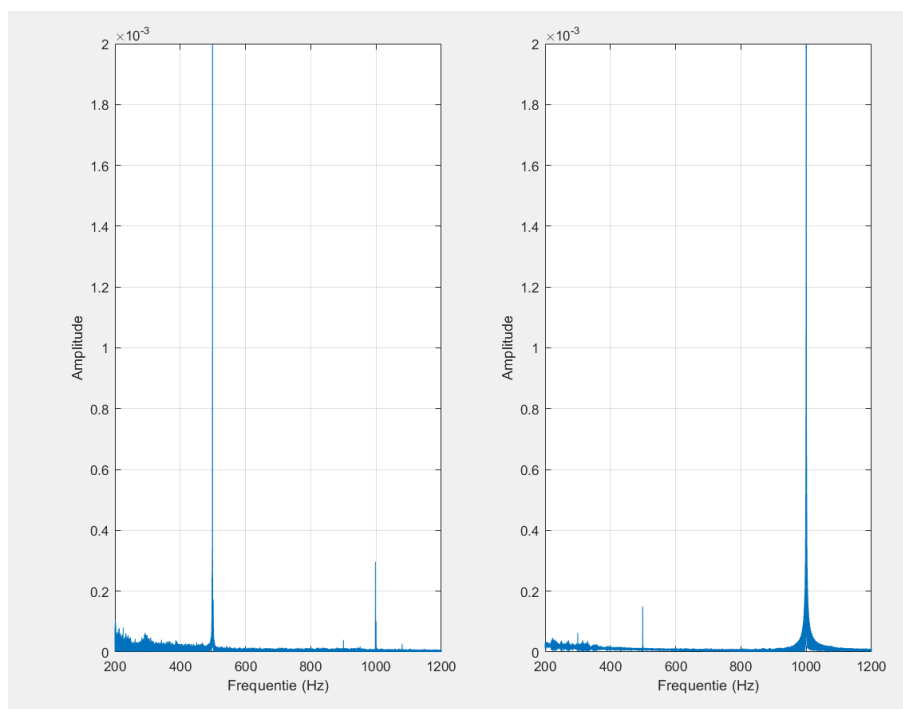
Na het verkrijgen van de geknipte databestanden, kan de verwerking beginnen. Om zo gestructureerd mogelijk te werk te gaan, wordt er gebruik gemaakt van zogenaamde structs in MATLAB waarin alle relevante data van de meetbestanden wordt opgeslagen per meetdag. Hiervoor zijn twee codes geschreven die in Bijlage A worden opgenomen. De eerste code 'MainProgram' bestaat erin een lege struct aan te maken voor onder andere de locatie, afstanden, hoogtes, frequenties, samplefrequentie, octaafbanden etc. Vervolgens wordt elk meetbestand in de struct ingelezen en verwerkt, waardoor het op de juiste plaats in de struct wordt opgeslagen. Deze verwerking gebeurt met behulp van de functie 'EvaluateSound', waarin de gemeten data worden omgezet in octaafbanden, 1/3 octaafbanden en 1/12 octaafbanden met de daarbijhorende geluidsniveaus. Deze functie levert per meetlocatie (Ossendrecht of Brecht) twee structs (één grondnam of vegetatiestroom en één referentieveld) met daarin 3D-matrices waarbij de rijen overeenstemmen met de vijf afstanden, de kolommen met de octaafbanden en de Z-coördinaten met de twee hoogtes. Dit gehele proces wordt voor elke meetdag afzonderlijk doorlopen.

Als de tien meetdagen zijn verwerkt, wordt voor beide locaties per octaafband de gemiddelde geluidsniveaus bepaald. Er wordt gekozen om de weekenddagen, regendagen en weekdagen apart te houden, vermits de verkeersintensiteit en meteogegevens hierbij variëren. Op deze manier kan er bij de verder verwerking een duidelijk onderscheid gemaakt worden tussen deze verschillende soorten dagen. Doordat de omvang van de databestanden dankzij de structs in MATLAB enorm is ingekort, is het nu mogelijk om de gegevens om te zetten naar Excel. Het berekenen van de gemiddelde geluidsniveaus alsook de omzetting naar Excel-bestanden gebeurt door middel van de MATLAB-codes 'ProcessingStructs', 'ProcessingOneDay', 'MeanSPLGRD', 'MeanSPLVEG' en 'MeanSPLREF'. Deze codes kunnen eveneens in Bijlage A geraadpleegd worden. Na deze procedure kunnen de gegevens tenslotte geanalyseerd worden in Excel. Deze analyses worden verder toegelicht in Paragraaf 7.3 en 7.4.

7.1.2. Validatie

Vermits de gebruikte apparatuur nog onbekend is op verscheidene vlakken, is het noodzakelijk om de verkregen data te valideren. Een eerste validatie bestond erin om met de microfoon een gekend geluidsniveau te laten opnemen. Hiervoor werd de kalibrator gebruikt die een vast geluidsniveau van 114 dB(A) op 1000 Hz gedurende een minuut uitzendt. Deze opname werd vervolgens verwerkt met behulp van de bovenstaande beschreven MATLAB-codes. Uit deze verwerking werd de gewenste 114 dB(A) op 1000 Hz verkregen.

Een tweede validatie die werd uitgevoerd, omvat het uitzenden van twee gekende frequentiesignalen; één signaal op 500 Hz en een ander signaal op 1000 Hz. Onderstaande figuur geeft het verkregen en gewenste resultaat weer. De eerste grafiek toont de microfoon die het signaal van 500 Hz heeft opgenomen, de tweede grafiek toont het signaal van 1000 Hz. In de eerste grafiek is er een kleine piek waarneembaar op 1000 Hz, alsook een piek op 500 Hz in de tweede grafiek. De twee microfoons waren in een aparte ruimte gelegen. Echter, door een gemeenschappelijke doorgang was het mogelijk dat het andere signaal, dat tegelijkertijd werd uitgezonden, eveneens werd opgevangen.



Figuur 7-1: Validatie microfoons door middel van frequentie uitzending

De derde en laatste validatie werd uitgevoerd door middel van een sonometer. Ook hier werd gebruik gemaakt van de kalibrator waarbij de sonometer eveneens een geluidsniveau van 114 dB(A) bij 1000 Hz te verwerken kreeg gedurende een minuut. Het door de sonometer verkregen frequentiespectrum werd vergeleken met het frequentiespectrum verkregen bij de eerste validatie. Deze twee spectra waren nagenoeg gelijkend.

Uit bovenstaande validatieprocedures wordt geconcludeerd dat het gebruik van de microfoons en de verwerking van de MATLAB-codes betrouwbaar zijn.

7.1.3. Correctie resultaten

Om de bekomen meetresultaten zo correct mogelijk met elkaar te kunnen vergelijken, dient er rekening gehouden te worden met enkele aspecten: namelijk temperatuur en verkeersintensiteit. In onderstaande paragrafen wordt toegelicht welke correctiefactoren op de bekomen waarden toegepast dienen te worden om met het verkeer en temperatuur rekening te houden. Deze correctiefactoren zijn enkel toegepast op de tertsbanden.

7.1.3.1. Temperatuur

Uit de literatuur is gebleken dat de omgevingstemperatuur een prominente invloed heeft op het wegverkeerslawaai. Vanwege de grote impact van deze parameter is het van belang om een temperatuur correctiefactor in te voeren die de opgemeten geluidsniveaus normaliseert naar een temperatuur van 20 °C [46]. Dit kan gedaan worden door volgende formule toe te passen:

Vergelijking 7.1: Temperatuur correctiefactor [46]

$$L_{A,max}(20^{\circ}C) = L_{A,max}(T) + a * (20 - T) \quad (7.1.1)$$

Met:

$L_{A,max}$	het A-gewogen geluidsniveau in dB(A)
T	de omgevingstemperatuur in °C
A	temperatuur correctiecoëfficiënt in dB(A)/°C

Er zijn reeds verscheidene studies uitgevoerd voor het bepalen van de temperatuur correctiecoëfficiënt waaruit blijkt dat de waarden steeds variëren tussen -0,06 en -0,15 dB(A)/°C [47]. Voor dit onderzoek werd een algemene correctiecoëfficiënt van -0,10 dB(A)/°C aangenomen. Voor de meetdag in de vegetatiestrook op zaterdag 24 maart 2019 resulteert dit in onderstaande waarden ter illustratie (zie Tabel 7-1).

Tabel 7-1: Correctiefactoren vegetatiestrook zaterdag 24 maart 2019

	Afstand [m]	Temperatuur [°C]	Correctiefactor [dB(A)]
Vegetatiestrook	10	13	-0,7
	20	14	-0,6
	30	14	-0,6
	50	15	-0,5
	100	17	-0,3

7.1.3.2. Verkeersintensiteit

Naast de temperatuurcorrectie dienen de meetresultaten ook gecorrigeerd te worden naargelang de verkeersintensiteit aan de vegetatiestrook of gronddam en het bijhorend referentieveld. Om deze correctiefactor te bepalen, dienen de verkeerscijfers, verkregen van het Agentschap Wegen en Verkeer, omgezet te worden naar akoestische personenauto equivalenten (PAE). Dit wil zeggen dat een vrachtwagen wordt meegeteld als een bepaald aantal personenwagens. Een kleine vrachtwagen telt als twee personenwagens en voor een grote vrachtwagen worden drie personenwagens gerekend. Dit wordt bepaald voor zowel de verkeersstroom aan de vegetatiestrook of gronddam als aan het referentieveld. Deze waarden worden ingevuld voor V_{meting} en $V_{referentie,meting}$ in onderstaande formule, die eveneens werd verkregen van het AWV. [24]

Vergelijking 7.2: Correctiefactor verkeersintensiteit [24]

$$Correctiefactor\ verkeersintensiteit = 10 * \log\left(\frac{V_{meting}}{V_{referentie,meting}}\right) \quad (7.1.2)$$

Met:

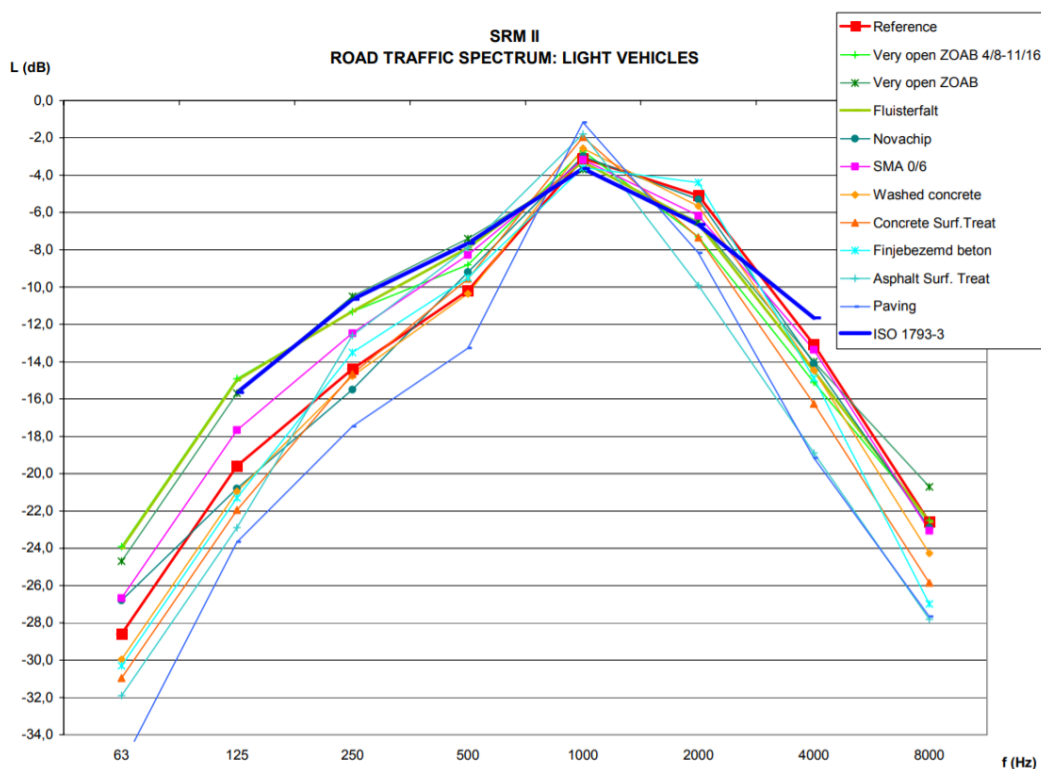
V_{meting}	verkeersstroom van een meting in PAE
$V_{referentie,meting}$	verkeersstroom van de meting waarmee vergeleken wordt in PAE

Deze correctiefactor wordt vervolgens opgeteld of afgetrokken, naargelang de verhouding tussen V_{meting} en $V_{referentie,meting}$, van het gemeten geluidsniveau. De exacte waarden van de correctiefactoren kunnen in Bijlage IBijlage J voor de verwerking van de meetresultaten geraadpleegd worden.

7.2. Wegverkeerslawaai: frequentiespectrum

Wegverkeerslawaai is te wijten aan verschillende aspecten van het wegverkeer. Deze aspecten kunnen opgedeeld worden in enerzijds rolgeluid, het geluid dat ontstaat door contact tussen de band en het wegdek en anderzijds motorgeluid, het geluid dat door het voertuig zelf wordt opgewekt.

Verschillende eigenschappen van een wegverharding hebben een invloed op het geluidsniveau in een bepaald frequentiegebied [3, 48]. Bij het uitzetten van dit geluidsniveau in functie van de frequentie wordt een frequentiespectrum gelijkaardig aan onderstaande figuur verkregen. Hierop is een duidelijke piek waarneembaar rond 1000 Hz. Dit komt doordat er een overlapping van het motorgeluid, rolgeluid en aerodynamische geluid optreedt in dit frequentiegebied. Een negatieve textuur zorgt voor geluidsreductie in de lagere frequenties, terwijl geluidsabsorptie eerder bijdraagt tot een daling van het geluidsniveau in de hoge frequenties. [48]



Figuur 7-2: Frequentiespectrum wegverkeerslawaai voor lichte voertuigen bij verschillende soorten wegdekken [3]

De verschillende oorzaken van wegverkeerslawaai en de invloed van het soort wegverharding wordt uitvoerig besproken in Bijlage K.

7.3. Resultaten vegetatie

In deze paragraaf worden de meetresultaten betreffende de vegetatiestrook weergegeven en besproken. Hierbij komt het frequentiespectrum, het verloop van de geluidsniveaus bij 1000 Hz, de geluidsattenuatie en het geluidsniveau op verschillende dagen aan bod. De eerste drie aspecten worden enkel besproken voor de metingen die werden uitgevoerd op een weekdag, namelijk op woensdag 27 maart 2019, maandag 1 april 2019 en donderdag 4 april 2019. Er werd gekozen om op verschillende weekdays te meten en hiervan gemiddelde geluidsniveaus te berekenen om zo meer betrouwbare resultaten te bekomen. Hiernaast werd ook een gemiddelde genomen van de temperaturen, windsnelheden en de verkeersintensiteiten, wat wordt weergegeven in Tabel 7-2, Tabel 7-3 en Tabel 7-4 respectievelijk. Deze gemiddelde waarden werden gebruikt om de eerder besproken correctiefactoren op de oorspronkelijke geluidsniveaus te kunnen toepassen.

Tabel 7-2: Gemiddelde temperaturen bij metingen vegetatiestrook

	Afstand [m]	Temperatuur [°C]			
		<u>27/mrt</u>	<u>1/apr</u>	<u>4/apr</u>	<u>Gemiddeld</u>
Vegetatie	10	11	6	4	7,0
	20	11	7	5	7,7
	30	11	8	6	8,3
	50	11	9	6	8,7
	100	12	10	7	9,7
Referentie	10	12	12	8	10,7
	20	11	13	9	11,0
	30	11	13	9	11,0
	50	11	14	10	11,7
	100	11	15	10	12,0

Tabel 7-3: Gemiddelde windsnelheden bij metingen vegetatiestrook

	Afstand [m]	Windsnelheid [km/u]			
		<u>27/mrt</u>	<u>1/apr</u>	<u>4/apr</u>	<u>Gemiddeld</u>
Vegetatie	10	6	15	5	8,7
	20	7	14	6	9,0
	30	8	14	4	8,7
	50	8	15	4	9,0
	100	6	14	6	8,7
Referentie	10	8	14	5	9,0
	20	11	15	5	10,3
	30	10	13	7	10,0
	50	10	13	8	10,3
	100	10	15	8	11,0

Tabel 7-4: Gemiddelde verkeersintensiteiten bij metingen vegetatiestrook

	Afstand [m]	I2	I3	I4	I5	Totaal aantal voertuigen	PAE
Vegetatie	10	291	54	26	136	507	806
	20	318	58	19	143	538	843
	30	312	68	26	143	549	862
	50	323	58	29	157	567	909
	100	326	58	26	142	552	862
Referentie	Afstand [m]	I2	I3	I4	I5		
	10	311	59	31	147	548	873
	20	308	53	26	144	531	845
	30	329	63	20	141	553	853
	50	347	50	26	139	562	866
	100	353	64	32	125	574	856

Paragraaf 7.3.4 bespreekt tenslotte het verloop van het geluidsniveau bij 1000 Hz op verschillende soorten dagen. Hierbij worden de gemiddelde geluidsniveaus van de weekdays vergeleken met een zaterdag (30 maart 2019) en een zondag (24 maart 2019).

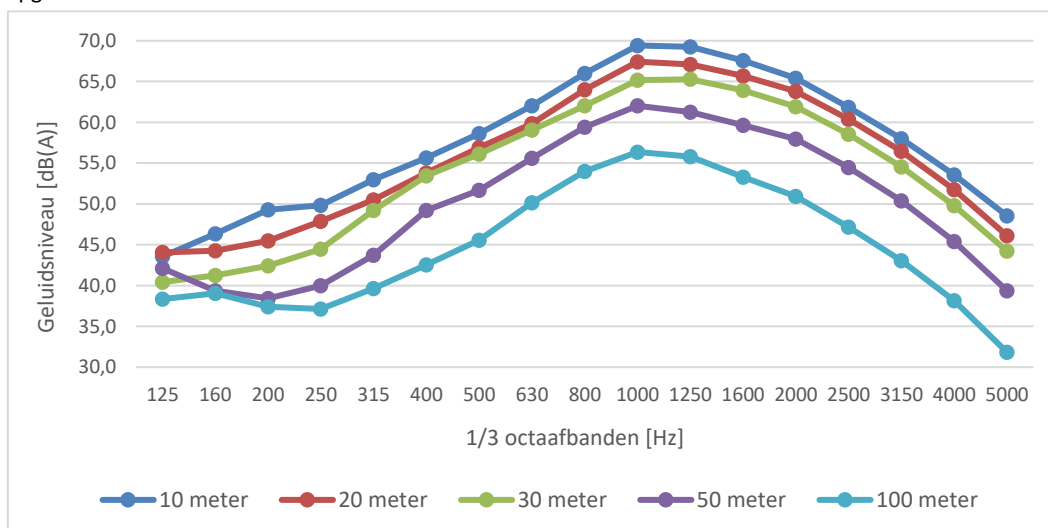
Er werd gekozen om enkel de verwerking van de tertsbanden te bespreken, vermits deze de resultaten het meest kwalitatief visualiseren. In Bijlage I/Bijlage J kan eveneens de verwerking van de octaafbanden en 1/12 banden geraadpleegd worden. Echter, is het belangrijk op te merken dat op deze meetresultaten geen correctiefactoren werden toegepast.

7.3.1. Frequentiespectrum

Deze paragraaf bespreekt het frequentiespectrum van het wegverkeerslawaai zowel op het referentieveld als in de vegetatiestrook op de vijf verschillende afstanden. Daarnaast worden eveneens de frequentiespectra op de twee verschillende meethoogtes geanalyseerd.

7.3.1.1. Referentieveld

Figuur 7-3 geeft het frequentiespectrum weer van het referentieveld op vijf meter hoogte voor elke afstand. De A-gewogen geluidsniveaus in dB(A) worden op de horizontale as weergegeven per tertsband, wat op de verticale as afgelezen kan worden. De frequentiespectra vertonen een gelijkaardig verloop als wat er in de literatuur wordt beschreven: er is een duidelijke stijging waarneembaar bij de lage frequenties tot een maximum wordt bereikt ter hoogte van 1000 Hz, waarna een gelijkaardige daling plaatsvindt bij de hogere frequenties. Het gemiddelde geluidsniveau bij 1000 Hz op een meetafstand van tien meter bedraagt voor dit referentieveld 69,4 dB(A) en op een meetafstand van 100 meter heeft dit een waarde van 56,4 dB(A). In tegenstelling tot Figuur 7-2 in paragraaf 7.2 vertonen onderstaande frequentiespectra een minder opvallend en meer afgerond verloop. Dit kan te wijten zijn aan het feit dat Figuur 7-2 werd bekomen door het uitvoeren van een CPX-meting. Hierbij wordt een trailer met testbanden voortgetrokken, waarbij twee microfoons, die dicht bij de banden worden bevestigd, het gemiddelde geluidsniveau per 20 meter opmeten [49]. Met behulp van een akoestisch geïsoleerde omhulling zijn de testbanden en microfoons beschermd tegen externe storende geluidsbronnen; enkel het rolgeluid wordt opgemeten [49]. Dit is in tegenstelling tot de meetmethodiek van dit onderzoek, waarbij de microfoons eenvoudigweg in de buitenomgeving worden geplaatst en dus niet enkel het rolgeluid van één wagen opnemen, maar het rolgeluid van al het verkeer dat passeert. Daarnaast wordt ook het motorgeluid en eventueel externe geluidsbronnen door de microfoons opgenomen.

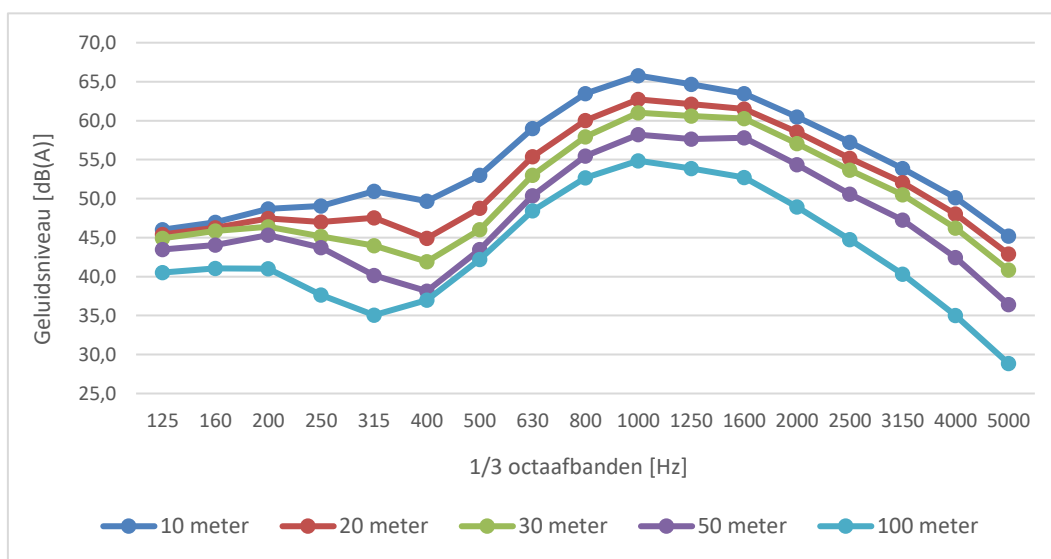


Figuur 7-3: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, referentieveld voor vegetatie

Figuur 7-4 geeft het frequentiespectrum weer voor elke meetafstand bij een microfoonhoogte van 1,2 meter op het referentieveld. Initieel wordt een gelijkaardig verloop verwacht als de frequentiespectra bij een hoogte

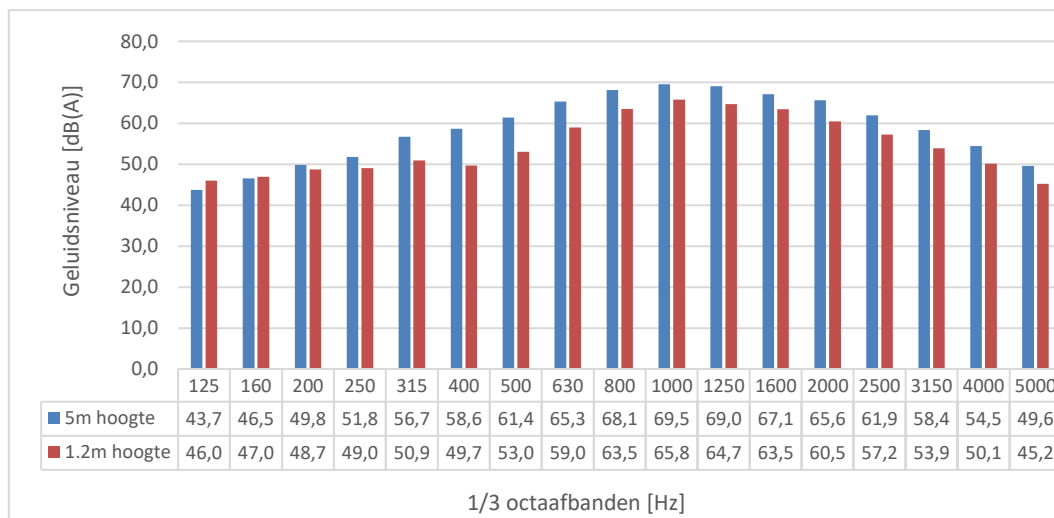
van vijf meter. Echter, ter hoogte van 315 – 400 Hz is een kleine daling waarneembaar, waarna het verloop terug stijgt naar een piek bij 1000 Hz. In paragraaf 4.1.3 werd reeds uit de literatuur geconcludeerd dat, bij lage frequenties, interferentie mogelijk is tussen directe geluidsgolven en geluidsgolven die door de bodem worden gereflecteerd. Deze destructieve interferentie kan de oorzaak zijn voor de plaatselijke afname van het geluidsniveau bij 400 Hz. Deze daling is meer prominent zichtbaar naarmate de meetafstand toeneemt. Dit omwille van het feit dat er meer interferentie mogelijk is op grotere afstanden, vermits er op dergelijke afstanden reeds meer geluidsgolven zijn gereflecteerd door het bodemoppervlak. Uit literatuuronderzoek bleek eveneens de frequentie waarbij deze neerwaartse piek zich bevindt, afhankelijk te zijn van de afstand tussen de geluidsbron en de microfoon [15]. Dit verschijnsel is ook waarneembaar op onderstaande grafiek: op een afstand van 10 meter is de piek aanwezig bij een frequentie van 400 Hz, terwijl deze op een meetafstand van 100 meter zich bij een frequentie van 315 Hz bevindt.

Verder is er eveneens een maximum geluidsniveau bij 1000 Hz en een gelijkaardige daling bij de hogere frequenties aanwezig als bij de frequentiespectra waarbij de microfoon op een hoogte van vijf meter staat. Het maximum geluidsniveau bij 1000 Hz bedraagt hier 65,8 dB(A) op 10 meter afstand en 54,9 dB(A) op een afstand van 100 meter.



Figuur 7-4: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, referentieveld voor vegetatie

Onderstaande figuur geeft het frequentiespectrum op een meetafstand van 10 m weer, op respectievelijk 1,2 m en 5 m hoogte. Het is duidelijk dat de geluidsniveaus op een hoogte van 5 meter hoger liggen dan bij een microfoonhoogte van 1,2 m. Hierop is eveneens een kleine daling ter hoogte van 315 – 500 Hz zichtbaar ten gevolge van het grondeffect dat hierboven werd toegelicht.

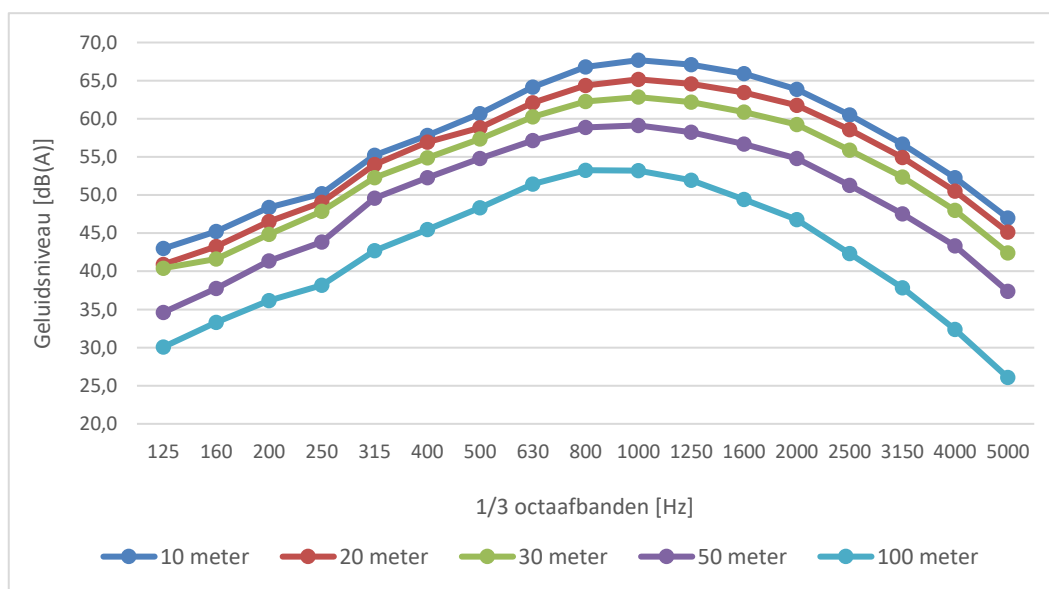


Figuur 7-5: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, referentieveld voor vegetatie

7.3.1.2. Vegetatiestrook

Figuur 7-6 geeft de frequentiespectra op de vijf verschillende meetafstanden weer in de vegetatiestrook bij een microfoonhoogte van vijf meter. Het verloop van deze spectra is gelijkaardig aan de frequentiespectra op het referentieveld: er is eveneens een stijging waarneembaar ter hoogte van de lage frequenties tot een maximum wordt bereikt bij 1000 Hz dat wordt gevolgd door een daling bij de hogere frequenties. De piek bedraagt op een meetafstand van tien meter in de vegetatiestrook 67,7 dB(A) en 53,2 dB(A) op een afstand van 100 meter. Het verschil in geluidsniveau in vergelijking met het referentieveld wordt verder toegelicht in paragraaf 7.3.3.

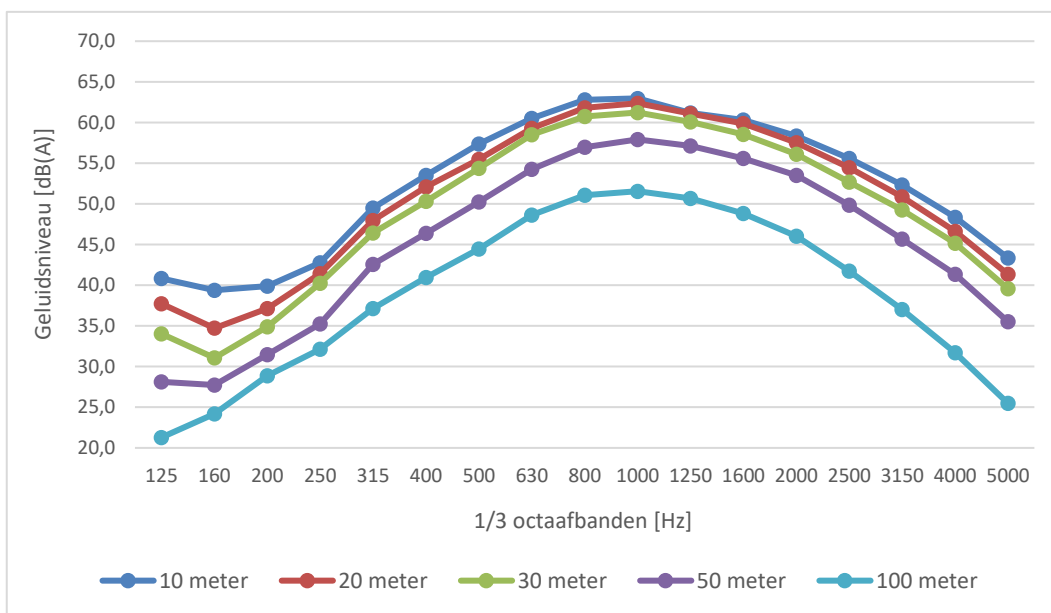
Hoewel een gelijkaardig verloop zichtbaar is, kan op onderstaande figuur eveneens opgemerkt worden dat het middenfrequent gebied meer afgerond is in tegenstelling tot de frequentiespectra op het referentieveld bij een microfoonhoogte van vijf meter. De piek ter hoogte van 1000 Hz is met andere woorden minder prominent aanwezig in de vegetatiestrook als op het bijhorende referentieveld. Dit kan het gevolg zijn van de verstrooiing van de geluidsgolven door boomstammen, takken en gebladerte. Uit het literatuuronderzoek werd geconcludeerd dat dit mechanisme verantwoordelijk is voor een afname in geluidsniveau bij de middenfrequenties, wat dus ook voor dit onderzoek het geval is.



Figuur 7-6: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, vegetatiestrook

Vervolgens kunnen ook de frequentiespectra voor de vegetatiestrook bij een microfoonhoogte van 1,2 m hoogte geanalyseerd worden aan de hand van Figuur 7-7. Ook op deze hoogte vertonen de frequentiespectra op de verschillende meetafstanden een meer afgerond verloop in tegenstelling tot de frequentiespectra die werden verkregen op het referentieveld. Dit kan eveneens te wijten zijn aan de verstrooiing van takken en gebladerte, zoals hierboven werd beschreven.

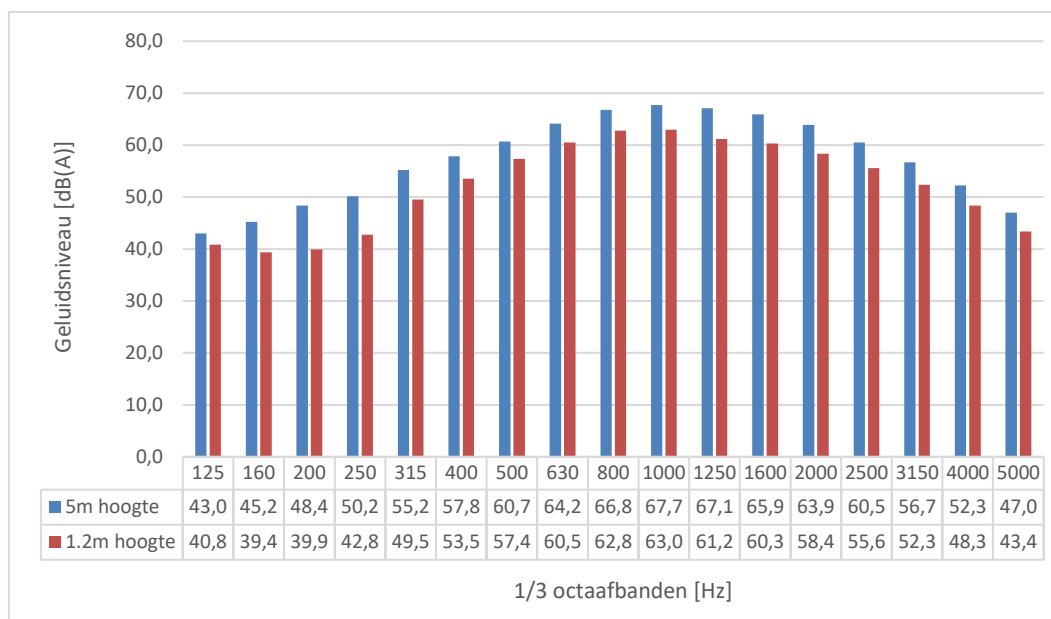
Bovendien is er ook een kleine daling aanwezig in het laagfrequente gebied. Dit is gelijkaardig aan de daling bij de frequentiespectra van het referentieveld. Echter, de daling voor onderstaande spectra in de vegetatiestrook is aanwezig bij nog lagere frequenties, namelijk bij 125 – 200 Hz, als op het referentieveld waarbij de daling zich rond 315 – 400 Hz bevond. Zoals beschreven in paragraaf 7.3.1.1 is deze daling een gevolg van het grondeffect: de destructieve interferentie tussen directe geluidsgolven en de door de bodem gereflecteerde geluidsgolven. Hiernaast werd uit de literatuur geconcludeerd dat, hoe poreuzer de bodem, hoe lager de frequenties waarbij dit verschijnsel optreedt. [12, 34] Dit verklaart waarom de daling bij de frequentiespectra van de vegetatiestrook zich bij lagere frequenties bevindt in tegenstelling tot de spectra van het referentieveld. De bodem in de vegetatiestrook is namelijk bedekt met mos en bladeren wat poreuzer is dan de grasvlakte die als referentieveld werd gebruikt.



Figuur 7-7: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, vegetatiestrook

Figuur 7-8 vergelijkt de frequentiespectra van beide meethoogtes, 5 m en 1,2 m, op een meetafstand van 10 m in de vegetatiestrook. Ook hier kan een klein verschil in geluidsniveau opgemerkt worden waarbij de geluidsniveaus bij een microfoonhoogte van 1,2 m iets lager liggen dan bij een microfoonhoogte van 5 m. Daarenboven is ook de plaatselijke daling in het laagfrequent gebied bij een meethoogte van 1,2 m waarneembaar ten gevolge van het grondeffect en de porositeit van de bodem. Deze daling is niet aanwezig voor het frequentiespectrum bij een hoogte van vijf meter. Dit kan verklaarbaar zijn vermits de door de bodem gereflecteerde geluidsgolven een hoogte van vijf meter niet halen en er bijgevolg ook geen destructieve interferentie en dus afname van het geluidsniveau plaatsvindt op deze hoogte.

Onderstaande figuur geeft een gelijkaardig verloop voor de overige meetafstanden, namelijk 20 m, 30 m, 50 m en 100 m. Deze grafieken zijn terug te vinden in Bijlage IBijlage J.



Figuur 7-8: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, vegetatiestrook

7.3.2. Geluidsniveau bij 1000 Hz

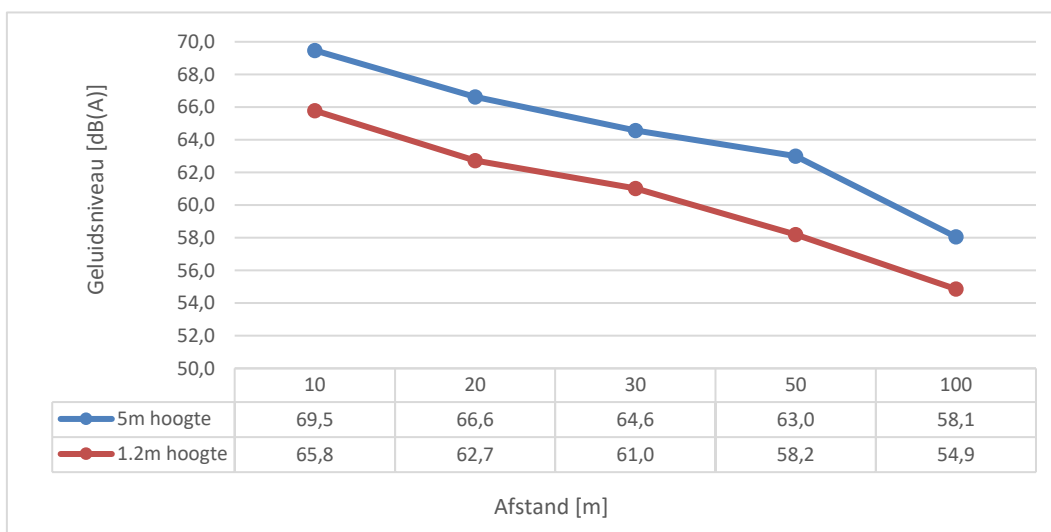
Deze paragraaf bespreekt de bekomen geluidsniveaus bij een frequentie van 1000 Hz, zowel op het referentieveld als in de vegetatiestrook. Beide meethoogtes worden op elke afstand met elkaar vergeleken. Tenslotte worden de meetresultaten van het referentieveld en de vegetatiestrook met elkaar vergeleken. Op deze manier kan eveneens een beeld worden geschept van het geluidsreducerend effect van vegetatie ten opzichte van een open veld.

7.3.2.1. Referentieveld

Figuur 7-9 toont het verloop van de geluidsniveaus bij een frequentie van 1000 Hz over de verschillende afstanden op het referentieveld. De verticale as geeft een waarde aan de A-gewogen geluidsniveaus en op de horizontale as worden de vijf meetafstanden uitgezet. Hierop is voor beide microfoonhoogtes een duidelijke, gelijkaardige daling zichtbaar. Deze daling is een bevestiging van wat er uit de literatuur geconcludeerd kan worden: hoe verder de ontvanger (microfoon) zich van de geluidsbron bevindt, hoe lager het geluidsniveau. Bovendien kan ook vastgesteld worden dat de geluidsniveaus bij een microfoonhoogte van 5 m hoger liggen dan bij 1,2 m hoogte. Dit is het gevolg van de absorptie van geluidsgolven door het grondoppervlak. Hoe dichterbij de microfoon zich bij de bodem bevindt, hoe meer geluidsgolven geabsorbeerd zullen worden. Dit verklaart bijgevolg de lagere geluidsniveaus op de hoogte van 1,2 m.

Op een microfoonhoogte van vijf meter kent de overgang van de meetafstand van 10 m naar 20 m een reductie in geluidsniveau van 2,9 dB(A). Dit wordt gevolgd door een daling van 2 dB(A) naar 30m, 1,6 dB(A) naar 50 m en tenslotte daalt het geluidsniveau met 4,9 dB(A) van 50 m naar 100 m afstand van de wegverharding. Deze laatste daling is beduidend groter, vermits ook de te overbruggen afstand in dit geval groter is. Volgens de theorie neemt het geluidsniveau af met 3 dB(A) bij een verdubbeling van de afstand. [50] Bij de overgang van 50 m naar 100 m bedraagt de afname zelf bijna 2 dB(A) meer. Deze grotere afname kan het gevolg zijn van externe factoren zoals bijvoorbeeld de weersomstandigheden zoals temperatuur en windsnelheid en/of de verkeersintensiteit. Voor een microfoonhoogte van 1,2 m kan een gelijkaardig verloop worden waargenomen.

Tenslotte kan, bij het analyseren de geluidsniveaus van de meethoogtes per meetafstand, opgemerkt worden dat er bijna constant een verschil rond 3,6 dB(A) is tussen beide hoogtes. Dit verschil in geluidsniveau is zoals eerder besproken, te wijten aan het feit dat er meer geluidsgolven geabsorbeerd worden als de microfoon zich dichterbij het grondoppervlak bevindt.

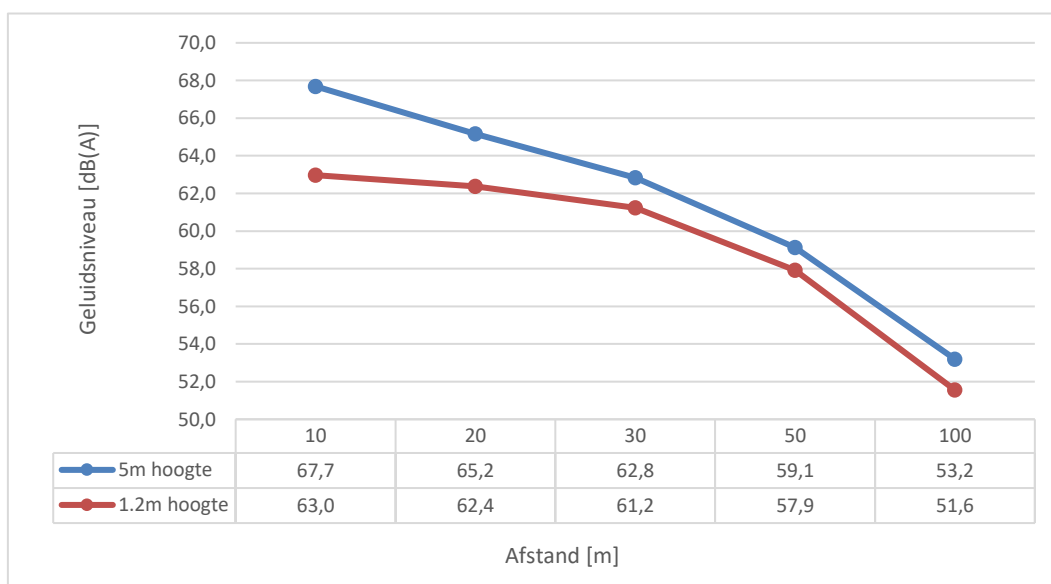


Figuur 7-9: Geluidsniveau bij 1000 Hz, referentieveld voor vegetatie

7.3.2.2. Vegetatiestrook

Figuur 7-10 geeft het verloop van de geluidsniveaus voor elke meetafstand weer bij een frequentie van 1000 Hz in de vegetatiestrook. Ook hier kan op de verticale as het geluidsniveau in dB(A) worden afgelezen voor de vijf meetafstanden die worden weergegeven op de horizontale as. Allereerst kan er opnieuw een verschil in geluidsniveau vastgesteld worden tussen de twee microfoonhoogtes, dat nogmaals te verklaren is doordat er op 1,2 m hoogte meer geluidsgolven worden geabsorbeerd door het grondoppervlak. Echter kan er opgemerkt worden dat dit verschil voor de eerste twee meetafstanden, namelijk 10 m en 20 m beduidend hoger ligt als op een afstand van 30 m, 50 m en 100 m waar het verschil in geluidsniveau nagenoeg hetzelfde is: 1,6 dB(A). Dit effect kan te wijten zijn aan de verstrooiing en reflectie van geluidsgolven in de vegetatiestrook. Omwille van het feit dat het bos op de eerste meters slechts matig begroeid is en vanwege de korte afstand tot het wegverkeerslawaai, is er op een meetafstand van tien en twintig meter nog niet veel verstrooiing en reflectie van de geluidsgolven mogelijk. Echter, naarmate dieper in de vegetatiestrook wordt gegaan, neemt ook de densiteit (het aantal bomen per oppervlakte-eenheid) toe. Dit zorgt dan ook voor een toename in de verstrooiing en reflectie van de geluidsgolven. Er kan gesteld worden dat er in het begin van de vegetatiestrook voornamelijk geluidsgolven geabsorbeerd zullen worden door het grondoppervlak, wat resulteert in een groter verschil in geluidsniveau aangezien de microfoon op 1,2 m hoogte zich heel wat dichterbij de bodem bevindt dan de microfoon op 5 m hoogte. Wanneer de microfoons dieper in de vegetatiestrook worden geplaatst, zal verstrooiing en reflectie van geluidsgolven meer prominent aanwezig zijn. Hierdoor is het verschil op de grotere meetafstanden tussen beide microfoonhoogtes minder groot en blijft dit nagenoeg gelijk, zoals opgemerkt kan worden in de onderstaande figuur.

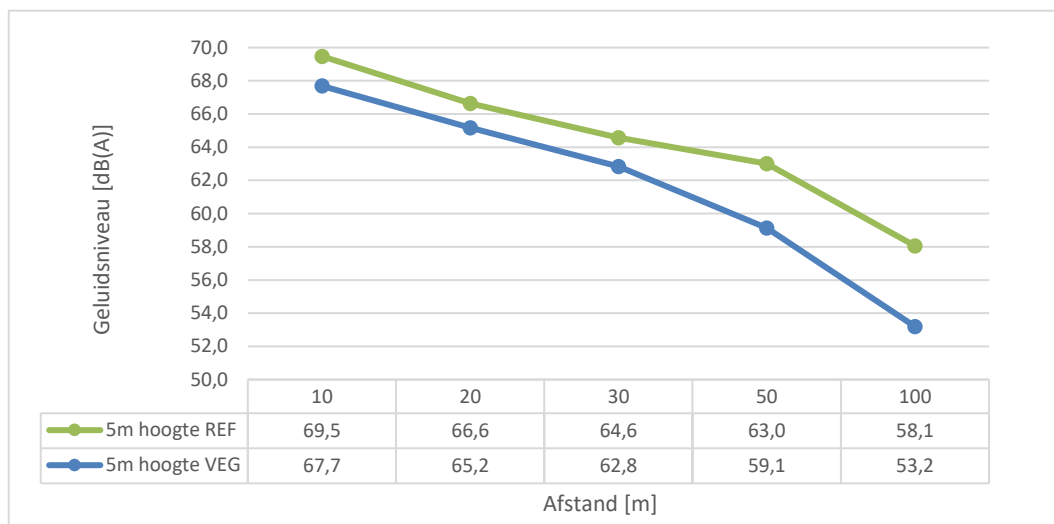
Daarnaast kan op onderstaande figuur eveneens opgemerkt worden dat, voornamelijk bij een hoogte van 1,2 m, in de vegetatiestrook de geluidsniveaus een berg-parabolisch verloop tonen over de vijf meetafstanden. Dit is in contrast met het referentieveld waarvoor een nagenoeg lineair verloop werd verkregen. Bij de overgang van 30 m naar 50 m en van 50 m naar 100 m is een sterke daling in geluidsniveau waarneembaar, wat zorgt voor een meer parabolisch verloop. Zo is er een daling van maar liefst 5,9 dB(A) bij de overgang van 50 m naar een afstand van 100 m. Ook dit is het gevolg van verstrooiing en reflectie van de geluidsgolven in de vegetatiestrook: hoe groter de afstand, hoe meer het geluid verstrooid en gereflecteerd kan worden. Hierdoor zullen meer golven het directe pad naar de microfoons verlaten en dus zorgen voor een grotere afname van het geluidsniveau.



Figuur 7-10: Geluidsniveau bij 1000 Hz, vegetatie

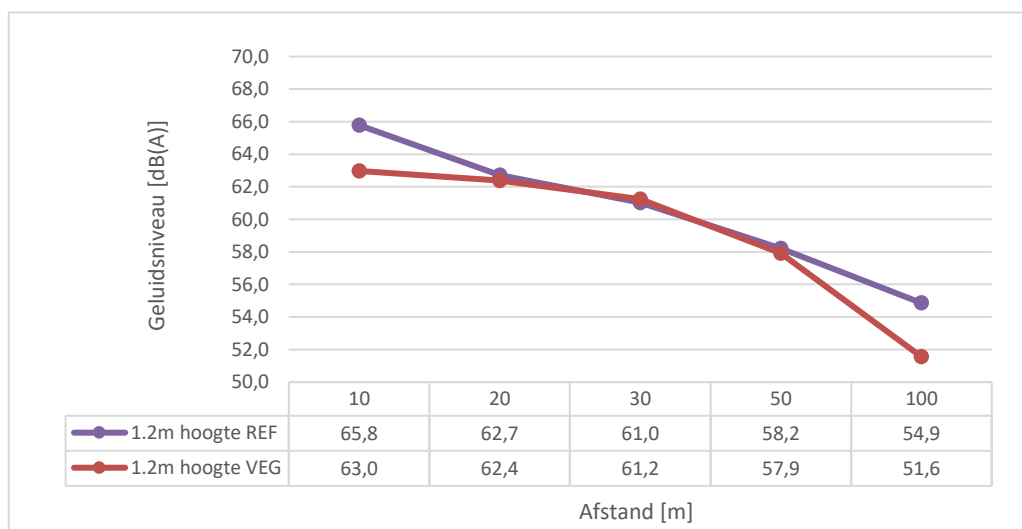
7.3.2.3. Vergelijking resultaten

Figuur 7-11 geeft het verloop van de geluidsniveaus over de verschillende afstanden weer op een microfoonhoogte van vijf meter voor zowel de vegetatiestrook als het referentieveld. Op deze manier kunnen de resultaten van de vegetatiestrook eenvoudiger vergeleken worden met de situatie waarbij geen vegetatie aanwezig is. Op de figuur kan duidelijk het geluidsreducerend effect van de vegetatiestrook worden vastgesteld. Bij de afstanden tot de wegverharding van 10 m, 20 m en 30 m blijft het verschil in geluidsniveau tussen het referentieveld en het bos nagenoeg gelijk, namelijk 1,4 – 1,8 dB(A). Echter, naarmate de microfoons dieper in de vegetatiestrook worden geplaatst, zal het verschil in geluidsniveau tussen het referentieveld en de vegetatiestrook groter zijn. Met andere woorden, hoe dieper in de vegetatiestrook, hoe groter het geluidsreducerend effect. Dit is te wijten aan de toename in verstrooiing en reflectie van de geluidsgolven.



Figuur 7-11: Verschil in geluidsniveau referentieveld en vegetatiestrook op 5 m hoogte

Door het vergelijken van de geluidsniveaus bij een hoogte van 1,2 m bij het referentieveld en de vegetatiestrook wordt onderstaande figuur verkregen. Door de eerder besproken parabolische vorm van het verloop van de geluidsniveaus in de vegetatiestrook op een hoogte van 1,2m, raakt dit als het ware het meer lineaire verloop van de geluidsniveaus op het referentieveld. Op afstanden 20 m, 30 m en 50 m is er met andere woorden quasi geen geluidsreducerend effect aanwezig. Enkel op een afstand van 10 meter en 100 meter is dit effect waarneembaar. Dit resultaat wordt verder in paragraaf 7.3.3 Geluidsattenuatie besproken.



Figuur 7-12: Verschil in geluidsniveau referentieveld en vegetatiestrook op 1,2 m hoogte

7.3.3. Geluidsattenuatie

Ten einde het geluidsreducerend effect van vegetatie te kunnen bepalen, werd het verschil in geluidsniveau bepaald tussen het referentieveld en de vegetatiestrook. Dit resulteert in volgende Vergelijking 7.3:

Vergelijking 7.3: Bepaling geluidsattenuatie [24]

$$Geluidsattenuatie [dB(A)] = L_{referentieveld} - L_{vegetatiestrook} \quad (7.3.1)$$

Met:

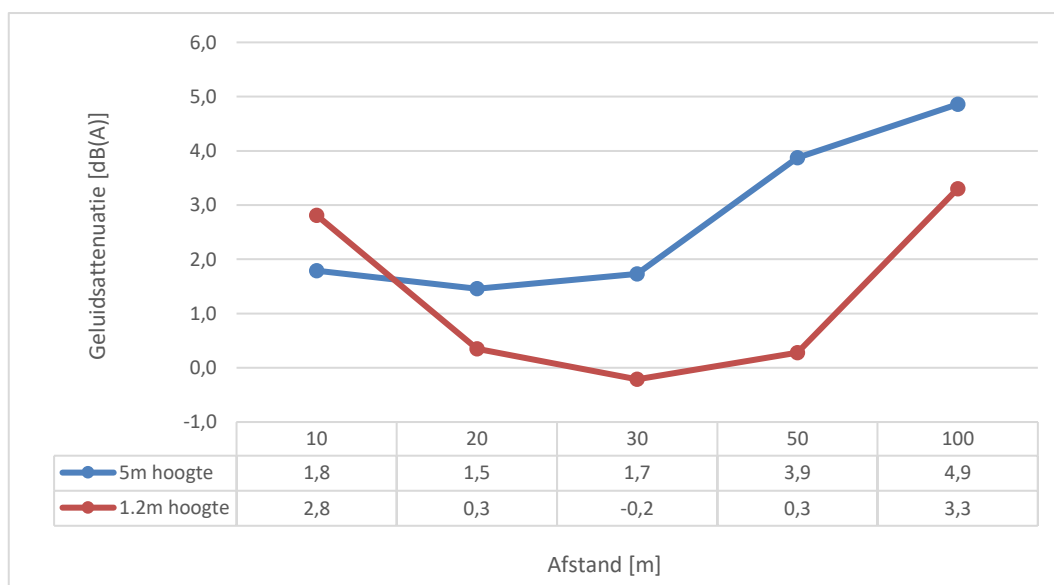
$L_{referentieveld}$ Geluidsniveau op het referentieveld in dB(A)

$L_{vegetatiestrook}$ Geluidsniveau in de vegetatiestrook in dB(A)

Het resultaat van bovenstaande berekening wordt weergegeven op onderstaande Figuur 7-13. De verticale as toont de geluidsattenuatie in dB(A) en op de horizontale as worden de vijf verschillende meetafstanden weergegeven. Zowel de geluidsattenuatie voor een microfoonhoogte van 1,2 m als een hoogte van 5 m wordt voorgesteld. De exacte waarden van de geluidsattenuatie worden voor beide hoogtes onder de horizontale as weergegeven. In het geval van positieve waarden is er sprake van een geluidsreducerend effect. Negatieve waarden tonen aan dat het geluidsniveau in de vegetatiestrook hoger ligt dan op het referentieveld. Gelijkaardige resultaten als onderstaande figuur worden verkregen voor de weekenddagen.

De geluidsattenuatie op een meethoogte van vijf meter kent, op een minieme daling na, voornamelijk een toename in functie van de afstand tot de wegverharding vanaf een afstand van 30 meter. Dit stemt overeen met wat er in de literatuur wordt beschreven: hoe dieper de ontvanger (microfoon) zich in de vegetatiestrook bevindt, hoe groter het geluidsreducerend effect is. Voor de eerste drie meetafstanden (10 m, 20 m en 30 m) blijft de geluidsattenuatie echter nagenoeg hetzelfde. Verwacht zou worden dat ook bij deze afstanden een stijgende lijn waarneembaar is. Dit kan te wijten zijn aan het feit dat er op deze afstanden in het bos voornamelijk bomen met relatief dunne stammen aanwezig zijn en dus weinig het geluid zullen verstrooien en reflecteren.

Bij een microfoonhoogte van 1,2 m is op een afstand van 10 m een groter geluidsreducerend effect waarneembaar ten opzichte van een hoogte van 5 m. Dit kan nogmaals het gevolg zijn van de absorptie van geluidsgolven door het poreuze grondoppervlak van de vegetatiestrook. Vervolgens wordt slechts een minimale geluidsattenuatie van 0,3 dB(A) verkregen op een meetafstand van 20 m en 50 m. Op 30 meter wordt zelf een negatief geluidsreducerend effect bekomen. Verwacht zou worden dat de geluidsattenuatie voor een hoogte van 1,2 m eenzelfde verloop zou vertonen als voor een hoogte van 5 m.



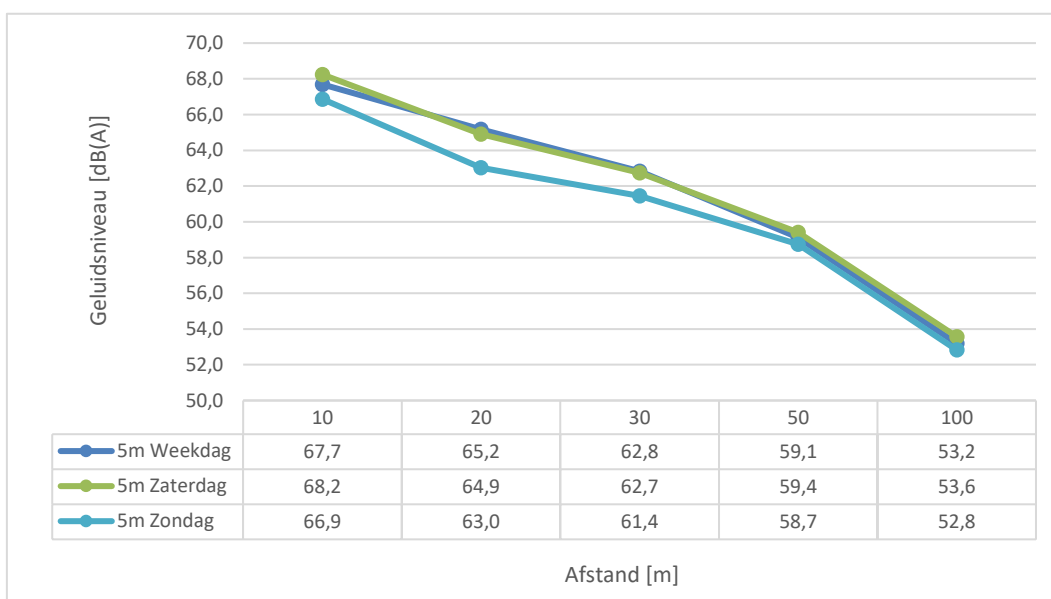
Figuur 7-13: Geluidsattenuatie bij vegetatie

7.3.4. Geluidsniveau op verschillende dagen

Om de invloed van de verkeersintensiteit op het geluidsreducerend effect van vegetatie te kunnen bestuderen, werd er voor dit onderzoek naast de weekdays ook op een zaterdag (30 maart 2019) en een zondag (24 maart 2019) gemeten. Figuur 7-14 vergelijkt de geluidsniveaus van deze verschillende soorten dagen over de vijf meetafstanden bij een frequentie van 1000 Hz. Om deze resultaten te kunnen verklaren wordt er gebruik gemaakt van de verkeersgegevens die door AWV werden verkregen (zie Bijlage FBijlage H).

Er kan opgemerkt worden dat het verloop van de geluidsniveaus van de weekday en de zaterdag quasi op elkaar liggen. Wanneer gekeken wordt naar de verkeersintensiteiten van beide dagen (gemiddelde waarden voor de weekday), valt het op dat het aantal personenwagens op de zaterdag bijna verdubbeld is ten opzichte van de gemiddelde weekday. Echter, op de gemiddelde weekday rijdt er ongeveer een derde meer zwaar vrachtverkeer dan op de zaterdag. Dit zorgt ervoor dat de personenauto equivalent van de zaterdag (808 PAE) en de gemiddelde weekday (857 PAE) quasi gelijk zijn, wat het minimale verschil in geluidsniveau verklaart.

De geluidsniveaus over vijf meetafstanden op de zondag vertonen een gelijkaardig verloop zoals de zaterdag en de gemiddelde weekday. De geluidsniveaus liggen gemiddeld één dB(A) lager dan de geluidsniveaus van de gemiddelde weekday. Bij het analyseren van de verkeersintensiteiten kan vastgesteld worden dat de PAE van de zondag met een waarde van 560 PAE beduidend lager ligt dan de PAE van de gemiddelde weekday (857 PAE), mits er op de zondag zowel minder personenwagens als vrachtverkeer de vegetatiestrook passeren in tegenstelling tot de gemiddelde weekday.



Figuur 7-14: Geluidsniveau op 5 m hoogte voor de verschillende dagen, vegetatie

7.4. Resultaten gronddam

In deze paragraaf worden de resultaten van de verwerking van metingen bij de gronddam weergegeven. De resultaten die besproken worden, zijn eveneens het frequentiespectrum, het geluidsniveau bij 1000 Hz, de geluidsattenuatie en het geluidsniveau op verschillende dagen. Het frequentiespectrum, het geluidsniveau bij 1000 Hz en de geluidsattenuatie zijn de berekeningen van de metingen die zijn uitgevoerd op de weekdays, namelijk: maandag 25 februari 2019, woensdag 20 maart 2019 en donderdag 21 maart 2019. Doordat er op drie verschillende weekdays metingen zijn uitgevoerd, moest er eerst een berekening gebeuren waarbij de gemiddelde geluidsniveaus werden berekend. Daarenboven zijn de gemiddelde temperaturen, gemiddelde windsnelheden en gemiddelde verkeersintensiteiten van deze dagen berekend. De gemiddelde temperaturen worden weergegeven in Tabel 7-5, de gemiddelde windsnelheden in Tabel 7-6 en de gemiddelde verkeersintensiteiten in Tabel 7-7.

In Paragraaf 7.4.4 wordt het geluidsniveau bij 1000 Hz van de weekdays vergeleken met de regendag 1 maart 2019 en de zondag 24 februari 2019.

Tabel 7-5: Gemiddelde temperaturen bij metingen gronddam

	Afstand [m]	Temperatuur [°C]			
		<u>25/feb</u>	<u>20/mrt</u>	<u>21/mrt</u>	<u>Gemiddeld</u>
Gronddam	10	10	9	9	9,3
	20	10	9	9	9,3
	30	11	10	9	10,0
	50	13	11	10	11,3
	100	15	12	10	12,3
Referentie	10	17	13	11	13,7
	20	18	13	12	14,3
	30	18	13	12	14,3
	50	18	13	13	14,7
	100	18	13	13	14,7

Tabel 7-6: Gemiddelde windsnelheden bij metingen gronddam

	Afstand [m]	Windsnelheid [km/u]			
		<u>25/feb</u>	<u>20/mrt</u>	<u>21/mrt</u>	<u>Gemiddeld</u>
Gronddam	10	3	14	10	9,0
	20	3	13	10	8,7
	30	5	13	10	9,3
	50	5	11	11	9,0
	100	5	11	11	9,0
Referentie	10	7	12	11	10,0
	20	8	13	10	10,3
	30	9	13	8	10,0
	50	11	13	8	10,7
	100	11	13	8	10,7

Tabel 7-7: Gemiddelde verkeersintensiteiten bij metingen gronddam

	Afstand [m]	I2	I3	I4	I5	Totaal aantal voertuigen	PAE
Gronddam	10	259	51	20	206	536	969
	20	243	43	19	204	509	936
	30	247	46	28	175	496	876
	50	265	49	26	209	549	993
	100	255	50	24	194	523	933
Referentie	Afstand [m]						
	10	275	48	23	200	546	969
	20	267	44	25	172	508	878
	30	285	44	21	202	552	977
	50	272	46	19	188	525	921
	100	285	57	25	183	550	940

De resultaten die in deze paragraaf worden geanalyseerd, zijn de berekeningen met de tertsbanden. Bij deze berekeningen zijn de correctiefactoren toegepast. Er zijn eveneens berekeningen uitgevoerd van de octaafbanden en 1/12 octaafbanden. Bij deze berekeningen zijn echter geen correctiefactoren toegepast. De volledige berekeningen van de tertsbanden, octaafbanden en 1/12 octaafbanden kunnen teruggevonden worden in Bijlage I en Bijlage J.

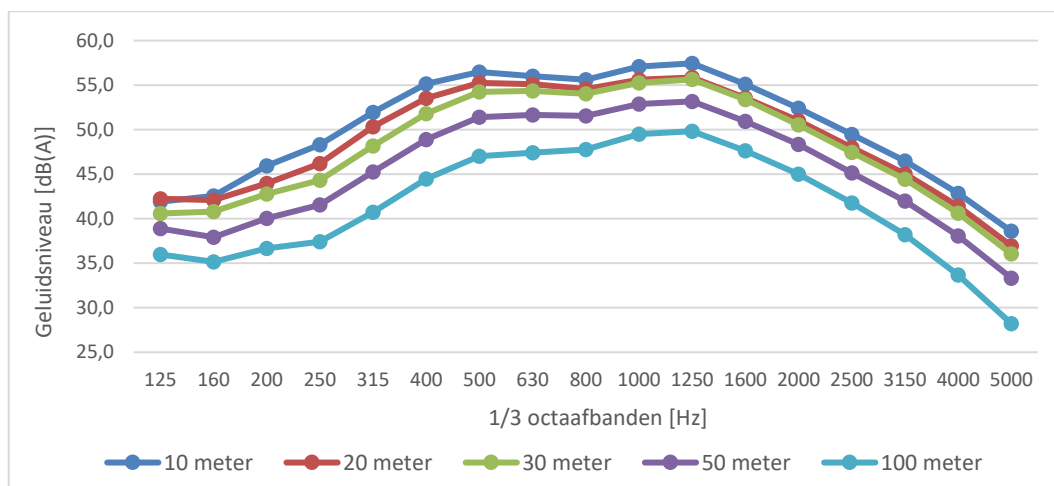
7.4.1. Frequentiespectrum

In deze paragraaf worden de frequentiespectra besproken van de metingen op het referentieveld en de metingen achter de gronddam. Daarenboven wordt een onderscheid gemaakt tussen de verschillende meethoogtes. Dit heeft eveneens een invloed op het spectrum.

7.4.1.1. Referentieveld

In Figuur 7-15 wordt het frequentiespectrum van alle meetafstanden, op 5 m hoogte op het referentieveld weergegeven. Op de horizontale as worden de 1/3 octaafbanden weergegeven in Hz en op de verticale as wordt het geluidsniveau weergegeven in dB(A). Bij het analyseren van het frequentiespectrum van 10 m, kan een gelijkaardig verloop vastgesteld worden als het verloop van het frequentiespectrum van Figuur 7-2 Paragraaf 7.2 het spectrum toont een gelijkmatige stijging tot rond de 1000 Hz waarna een gelijkmatige daling wordt verkregen. Echter wordt er bij dit spectrum geen duidelijke piek verkregen bij 1000 Hz. In Figuur 7-2 (Paragraaf 7.2) wordt deze piek wel verkregen. Het verschil is te wijten aan de manier waarop beide metingen zijn uitgevoerd. De metingen bij dit onderzoek zijn uitgevoerd op bepaalde afstanden verwijderd van de autosnelweg, terwijl de metingen uit de literatuurstudie zijn uitgevoerd met de CPX-methode, zoals reeds werd toegelicht in Paragraaf 7.3.1.1. Daarenboven wordt er bij deze metingen rekening gehouden met de verschillende soorten voertuigen, bij de metingen van de literatuurstudie wordt enkel rekening gehouden met lichte voertuigen. Door deze verschillende meettechnieken wordt er een andere graad van stijging en daling verkregen met als gevolg dat al dan niet een duidelijke piek zichtbaar is.

De frequentiespectra van de andere afstanden zijn eveneens gelijkaardig aan het frequentiespectrum van 10 m.

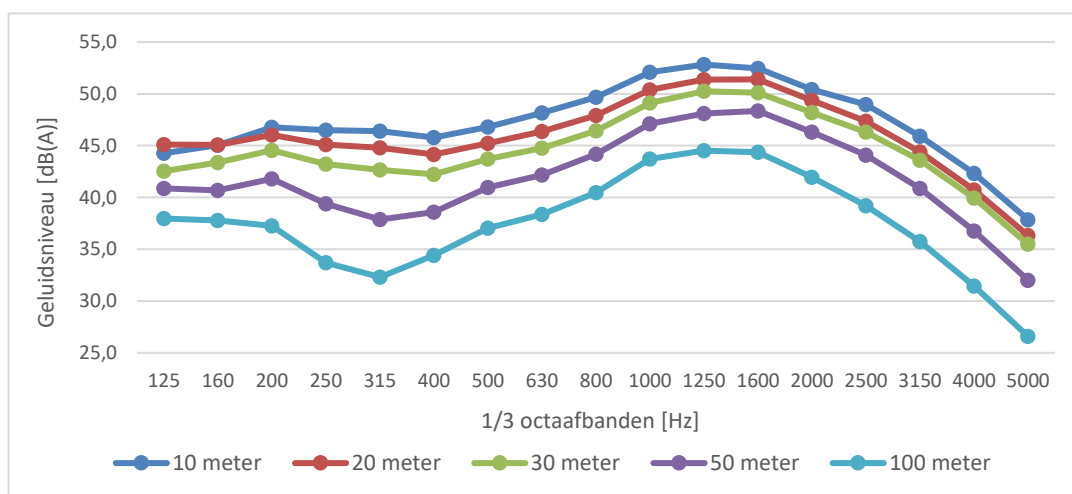


Figuur 7-15: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, referentieveld voor gronddam

In Figuur 7-16 wordt het frequentiespectrum van alle meetafstanden op 1,2 m hoogte op het referentieveld weergegeven. Op de horizontale as worden eveneens de 1/3 octaafbanden weergegeven in Hz en op de verticale as wordt eveneens het geluidsniveau weergegeven in dB(A). Bij het analyseren van het frequentiespectrum van de verschillende afstanden, wordt eveneens een stijging tot rond de 1000-1250 Hz verkregen waarna eveneens een daling plaats vindt. Echter wordt vastgesteld dat er een minder prominente stijging wordt verkregen dan het frequentiespectrum op vijf meter hoogte, bij 315 Hz is er zelfs een neerwaartse piek. Deze is de oorzaak van het grondeffect, zoals ook werd waargenomen bij het referentieveld

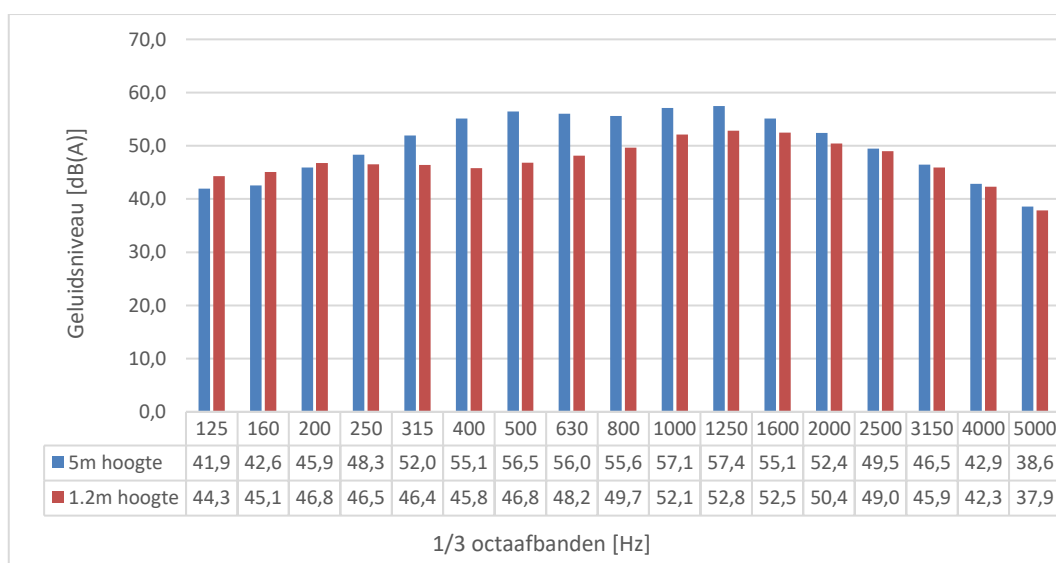
van de vegetatiestrook. Ook hier zorgt de destructieve interferentie van de geluidsgolven voor een sterke afname van het geluidsniveau bij lage frequenties. Dit effect neemt eveneens toe met de afstand tussen de geluidsbron en de ontvanger. Bij een grotere afstand is er meer interferentie mogelijk tussen de rechtstreekse golven en de gereflecteerde golven. Dit verklaart waarom de neerwaartse piek bij 315 Hz vergroot naargelang de meetafstand toeneemt.

De frequentie waarbij dit effect optreedt, is afhankelijk van de porositeit van de bodem. Hoe poreuzer de bodem, hoe lager de frequenties waarbij dit grondeffect zal optreden. Bij een onderzoek uitgevoerd door F. Fricke werd een neerwaartse piek verkregen bij 250 Hz. Bij dit onderzoek wordt een neerwaartse piek verkregen bij 315 Hz. De bodem bij F. Fricke [15] is dus poreuzer dan de bodem van het referentieveld bij dit onderzoek. Bij het referentieveld van de vegetatiestrook wordt deze piek verkregen bij 400 Hz. De bodem bij de vegetatiestrook is dus minder poreus dan de bodem bij de gronddam.



Figuur 7-16: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, referentieveld voor gronddam

Figuur 7-17 toont het frequentiespectrum van beide hoogtes op een meetafstand van 10 m. Bij het vergelijken van beide frequentiespectra, kan het grondeffect op 1,2 m ook hier waargenomen worden bij 315-400 Hz. Uit de figuur kan algemeen geconcludeerd worden dat de frequentiespectra een gelijkaardig verloop hebben, waarbij het frequentiespectrum op vijf meter hoogte grotere geluidsniveaus bereikt. Het verschil tussen de twee hoogtes is gelijkaardig voor de andere meetafstanden. Deze zijn terug te vinden in Bijlage I en Bijlage J.

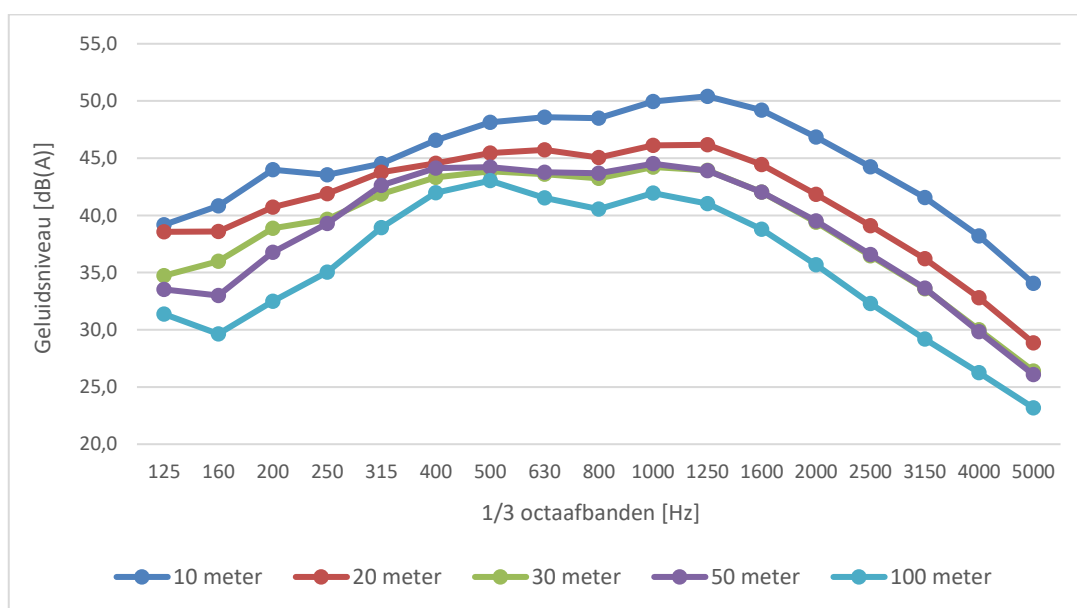


Figuur 7-17: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, referentieveld voor gronddam

7.4.1.2. Gronddam

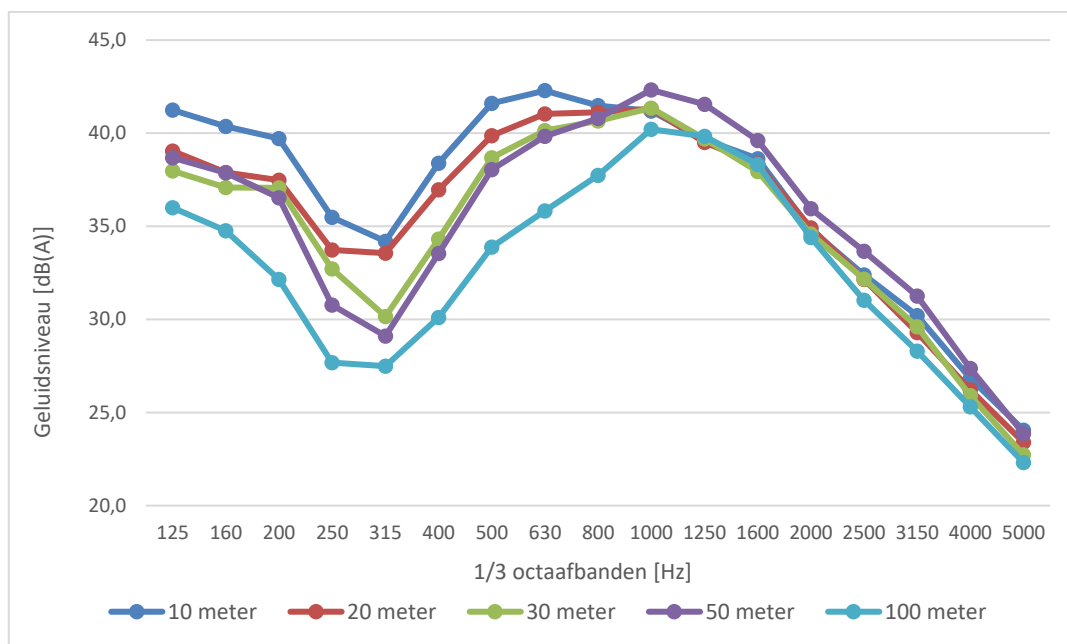
Bij het analyseren van de frequentiespectra op 5 m hoogte achter de gronddam, wordt er een gelijkaardig verloop verkregen als de frequentiespectra op 5 m hoogte van het referentieveld. Figuur 7-18 toont het frequentiespectrum op 5 m hoogte achter de gronddam. Het gelijkaardige verloop is een gevolg van de hoogte van de gronddam. De gronddam is slechts 2,69 m hoog, hierdoor worden de geluidsgolven die zich op 5 m hoogte bevinden minder beïnvloed door de gronddam. Echter is er een verschil in geluidsniveau op te merken tussen de frequentiespectra op 5 m hoogte achter de gronddam en op het referentieveld. Hierdoor kan evenwel geconcludeerd worden dat de gronddam een minimaal effect heeft op de voortplanting van de geluidsgolven op 5 m hoogte. Dit effect wordt uitgebreid besproken in Paragraaf 7.4.2.

Daarenboven wordt een kleinere stijging verkregen dan de frequentiespectra van het referentieveld. De oorzaak voor het verschil in stijging is de bodembekleding. Op het referentieveld bestaat de bodem uit klei met een verdeelde begroeiing van gras, terwijl het veld achter de gronddam volgroeid is met gras. Door de verschillende bodembekledingen worden de geluidsgolven anders geabsorbeerd en gereflecteerd met een variërend frequentiespectrum tot gevolg.



Figuur 7-18: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, gronddam

Bij het bestuderen van het frequentiespectrum van de verschillende meetafstanden op 1,2 m hoogte achter de gronddam, wordt een afwijkend verloop verkregen ten opzichte van de frequentiespectra op 5 m hoogte achter de gronddam en de frequentiespectra op 1,2 m hoogte op het referentieveld. De oorzaak voor het afwijkend verloop van de frequentiespectra op 1,2 m achter de gronddam is de voortplanting van de geluidsgolven van lage frequenties. Verschillende literatuurstudies [9, 51, 52] hebben aangetoond dat lage frequenties eenvoudig verschillende objecten kunnen omzeilen. Hierdoor diffracteren de geluidsgolven van lage frequenties makkelijk rond de top van de gronddam met als gevolg dat een gronddam lage frequenties minder reduceert dan hoge frequenties [9, 51, 52]. Dit effect verklaart het verloop van de frequentiespectra in Figuur 7-19. De neerwaartse piek rond 315 Hz is het gevolg van de diffractie rond de top van de lage frequenties 125 – 315 Hz. Deze frequenties worden slechts weinig gereduceerd door de gronddam. Bij hogere frequenties wordt een gelijkaardig verloop verkregen als de eerder besproken frequentiespectra.

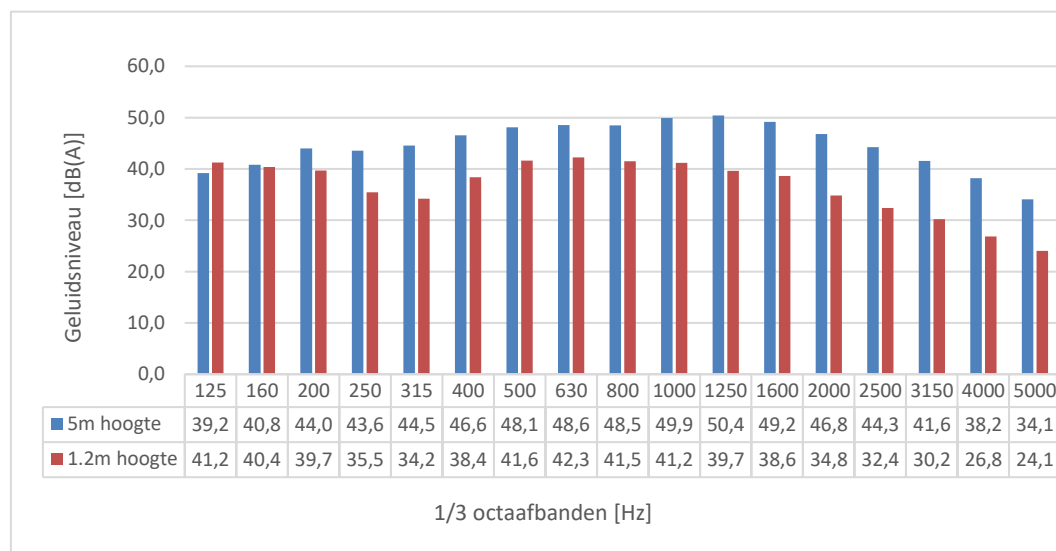


Figuur 7-19: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, gronddam

Figuur 7-20 toont het frequentiespectrum van beide hoogtes op een meetafstand van 10 m. Bij het vergelijken van beide frequentiespectra, kan ook hier de neerwaartse piek, als gevolg van de diffractie van de lage frequenties, bij de hoogte van 1,2 m opgemerkt worden.

Het verschil tussen de twee hoogtes is gelijkaardig voor de andere meetafstanden. Deze zijn terug te vinden in Bijlage I en Bijlage J.

Als de frequentiespectra van 1,2 m achter de gronddam en op het referentieveld met elkaar vergeleken worden, dan worden bij beide spectra een neerwaartse piek gevormd. Echter zijn de beide pieken een gevolg van een andere oorzaak. Bij het referentieveld is de kleine piek een gevolg van het grondeffect en bij de gronddam is de grote piek een gevolg van de omzeiling van de lage frequenties. Beide pieken zijn wel een gevolg van de voortplanting, reflectie en absorptie van de lage frequenties.



Figuur 7-20: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, gronddam

7.4.2. Geluidsniveau bij 1000 Hz

In deze paragraaf worden de geluidsniveaus bij 1000 Hz besproken van de metingen op het referentieveld en de metingen achter de grondnam. De geluidsniveaus worden bij 1000 Hz vergeleken omdat een overlapping van het motorgeluid, rolgeluid en aerodynamische geluid optreedt in dit frequentiegebied. Hierbij worden de hoogtes met elkaar vergeleken over alle meetafstanden.

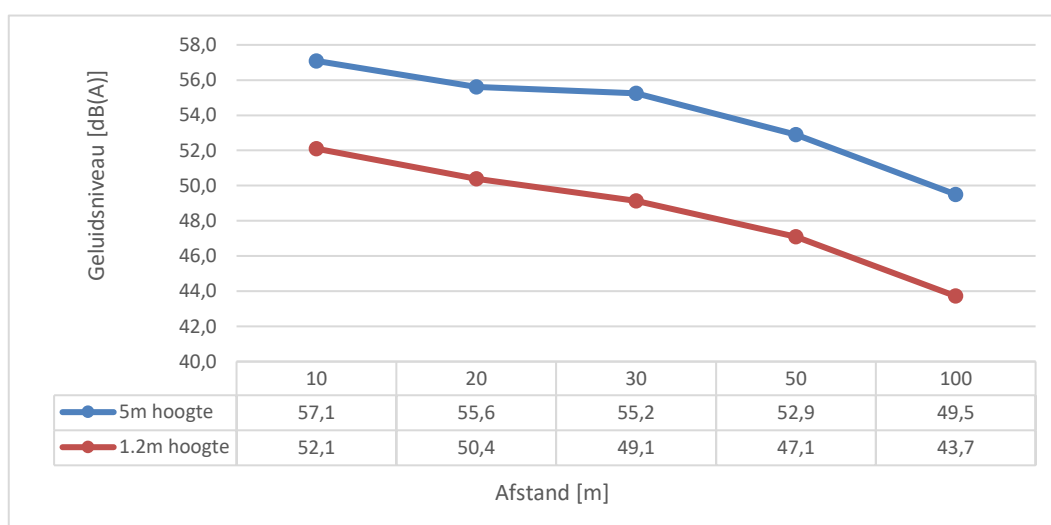
7.4.2.1. Referentieveld

Figuur 7-21 geeft het verloop van de geluidsniveaus over de verschillende afstanden weer. Op de horizontale as worden de afstanden in m weergegeven en op de verticale as de geluidsniveaus in dB(A). Bij het analyseren van deze figuur kan waargenomen worden dat de geluidsniveaus verminderen met de afstand. Dit komt overeen met de conclusies uit de literatuurstudies: hoe verder een geluidsgolf zich verspreidt in de lucht, hoe kleiner het geluidsniveau wordt [50]. Daarenboven zijn de geluidsniveaus op 5 m hoogte hoger dan de geluidsniveaus op 1,2 m hoogte. Dit komt doordat de microfoon op 1,2 m hoogte dichter bij de grondoppervlakte staat. Hierdoor zijn er reeds meerdere geluidsgolven geabsorbeerd met als gevolg dat de microfoon op 1,2 m hoogte een lager geluidsniveau meet.

Bij de metingen uitgevoerd voor dit onderzoek, wordt een geluidsreductie tussen de afstanden verkregen variërend van 0,4 dB(A) tot 3,4 dB(A) op een hoogte van 5 m en een geluidsreductie variërend van 1,3 dB(A) tot 3,4 dB(A) op een hoogte van 1,2 m. De grotere beginreductie op de hoogte van 1,2 m is de oorzaak van bodemabsorptie die meer effect heeft op deze hoogte dan op de hoogte van 5 m.

Er kan vastgesteld worden dat de grootste geluidsreductie plaatsvindt tussen 50 m en 100 m; zowel bij 5 m als bij 1,2 m hoogte, wordt er een geluidsreductie van 3,4 dB(A) verkregen. Deze reductie komt overeen met de algemene theorie: bij de verdubbeling van de afstand, neemt het geluidsniveau af met 3 dB(A) [50]. Bij de andere tussenafstanden is dit echter niet van toepassing. Dit komt doordat de theorie geen rekening houdt met de reductie van het geluid door lucht. Daarnaast hebben de bodem, wind en temperatuur ook een invloed op de geluidsreductie.

Bij het analyseren van de hoogtes per meetafstand, kan waargenomen worden dat het verschil tussen het geluidsniveaus varieert van 5,2 dB(A) tot 6,1 dB(A). Dit verschil is het gevolg van de bodemabsorptie dat meer effect heeft op de hoogte van 1,2 m.



Figuur 7-21: Geluidsniveau bij 1000 Hz, referentieveld voor grondnam

7.4.2.2. Gronddam

In Figuur 7-22 wordt het verloop van de geluidsniveaus over de verschillende afstanden weergegeven. Op de horizontale as worden de afstanden in m weergegeven en op de verticale as de geluidsniveaus in dB(A). Bij het analyseren van de geluidsniveaus worden enkele bijzondere aspecten opgemerkt. Allereerst wordt op 10 m afstand een groot verschil opgemerkt in het geluidsniveau tussen beide hoogtes. Dit komt doordat de hoogte van de gronddam slechts 2,69 m hoog is. Hierdoor heeft de gronddam een minimaal reducerend effect op het geluidsniveau op 5 m hoogte. Daarenboven worden de geluidsgolven gediffracteerd door de top als gevolg dat het geluidsniveau op 5 m hoogte versterkt kan worden door de gediffracteerde geluidsgolven. De diffractie van de geluidsgolven door de gronddam heeft wel als effect dat het geluidsniveau op 10 m achter de gronddam sterk verminderd. Dit fenomeen verklaart het grote verschil in het geluidsniveau op 10 m.

Vervolgens kan opgemerkt worden dat het geluidsniveau over de afstand op een hoogte van 1,2 m nauwelijks tot niet verandert, op een afstand van 20, 30 en 50 m is er tevens een kleine stijging van het geluidsniveau waargenomen. Op deze afstanden wordt op 1,2 m hoogte een minieme stijging verkregen, variërend tussen 0.1 dB(A) en 0.9 dB(A). Deze minieme stijging kan een gevolg zijn van de windrichting. De gemiddelde windrichting van de gemiddelde weekdag is afkomstig van het westzuidwesten: de geluidsgolven verplaatsen zich dus in dezelfde richting als de windrichting. In deze situatie worden de geluidsgolven naar beneden afgebogen met als gevolg dat het geluidsniveau verhoogt. Dit effect is echter niet van toepassing op een korte afstand. Daarenboven bevindt de microfoon op 1,2 m hoogte op 10 m afstand zich als het ware in een schaduwzone door de sterke diffractie van de geluidsgolven door de top van de gronddam. Hierdoor is het effect van de meewind pas van toepassing op 20 m achter de teen van de gronddam.

De minieme stijging kan ook een gevolg zijn van het effect van de diffractie. Deze diffractie kan negatieve gevolgen hebben voor de verder liggende meetafstanden. Bij de diffractie van de geluidsgolven door de top worden de geluidsgolven sterk naar boven gebogen, maar dit effect vermindert over de afstand. Dit heeft als gevolg dat op een bepaalde afstand de ontvanger de gediffracteerde en de directe geluidsgolven kan ontvangen met een kleine stijging van het geluidsniveau tot gevolg.

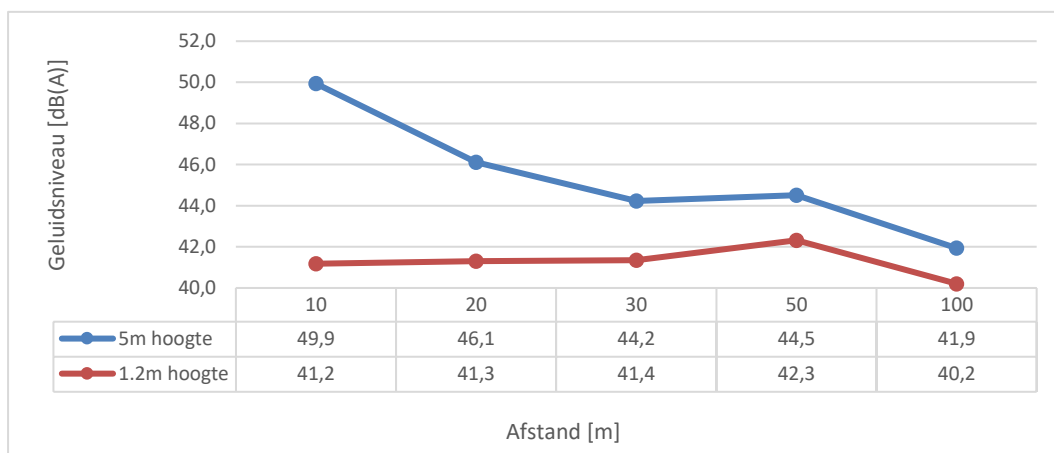
Een combinatie van beide oorzaken is eveneens een mogelijkheid. Door de meewind worden de gediffracteerde geluidsgolven sneller afgebogen met als gevolg dat de afstand achter de gronddam waarop de ontvanger de gediffracteerde geluidsgolven alsook de directe geluidsgolven ontvangt, vermindert.

Op een afstand van 100 m op 1,2 m hoogte wordt er terug een geluidsreductie van 2.1 dB(A) verkregen. Deze is het gevolg van geometrische spreiding en grondabsorptie. Door de grotere afstand ten opzichte van de geluidsbron worden meerdere geluidsgolven geometrisch verspreid en geabsorbeerd door de bodem met een geluidsreductie tot gevolg.

Bij het analyseren van het geluidsniveau over de afstand op een hoogte van 5 m, wordt een grote reductie, variërend tussen 1,9 dB(A) en 3,8 dB(A), verkregen op de afstanden 20 m, 30 m en 100 m. Deze reductie kan eveneens een gevolg zijn van de meewind, diffractie van de geluidsgolven of een combinatie van beide. Op 10 m afstand, bestaat de mogelijkheid dat de directe geluidsgolven worden versterkt door de gediffracteerde geluidsgolven, maar dit effect vermindert eveneens over de afstand doordat deze ombuigen naar beneden toe. Daarenboven worden geluidsgolven door de meewind sneller omgebogen naar de bodem toe met een grotere geluidsreductie op een kortere afstand achter de gronddam op 5 m hoogte, tot gevolg.

Bij de meetafstand van 50 m wordt een kleine stijging verkregen. Deze komt door de beduidend hogere verkeersintensiteit op 50 m. De hoge verkeersintensiteit verklaart eveneens de hogere stijging op 50 m afstand op een hoogte van 1,2 m.

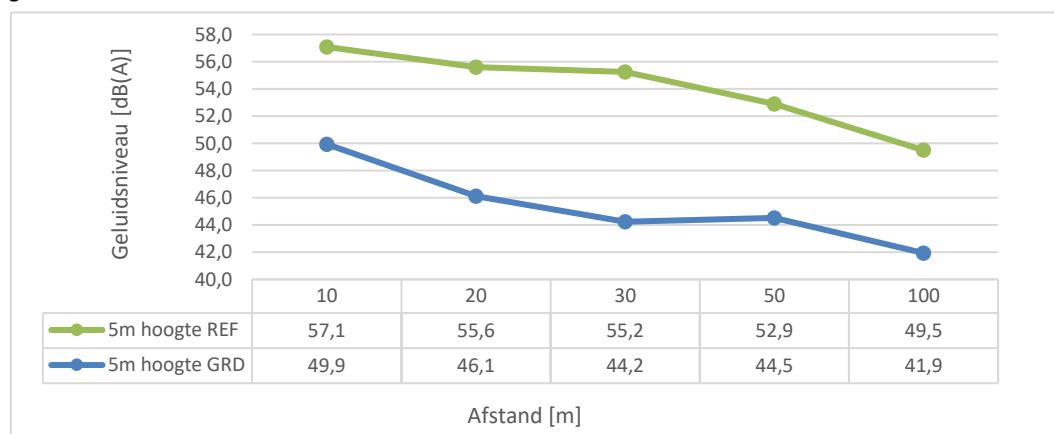
De effecten van de diffractie door de top van de gronddam komen eveneens voor in de onderzoeken van Botteldooren en Hothershall waarbij er simulaties werden uitgevoerd [17, 51].



Figuur 7-22: Geluidsniveau bij 1000 Hz, gronddam

7.4.2.3. Vergelijking resultaten

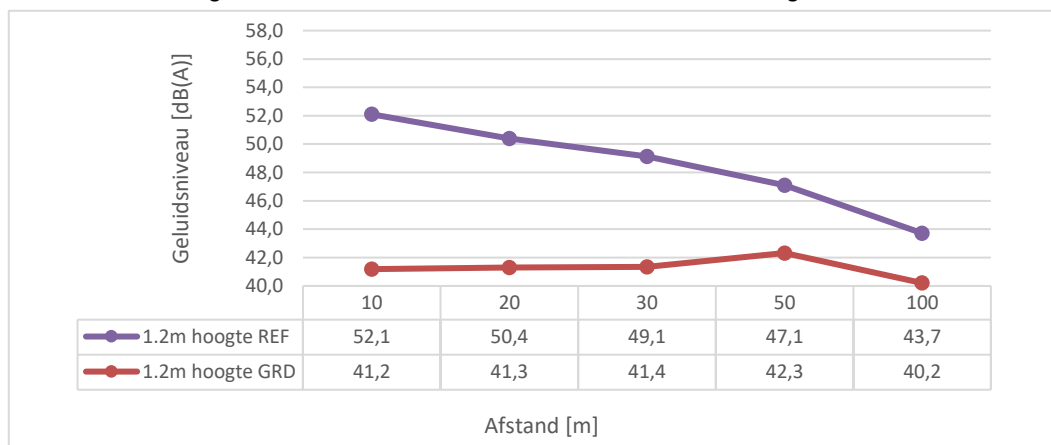
Als het geluidsniveau over de afstand op een hoogte van 5 m vergeleken wordt, dan kan geconcludeerd worden dat het geluidsniveau over de afstand op 5 m hoogte achter de gronddam lager is dan het geluidsniveau over de afstand op 5 m hoogte op het referentieveld. Ondanks dat de directe geluidsgolven op 10 m achter de gronddam versterkt kunnen worden door de gediffracteerde geluidsgolven, blijft het geluidsniveau kleiner. Hiervoor zijn meerdere redenen. Zo worden de geluidsgolven deels weerkaatst door de bodembekleding van gronddam. Dit zorgt voor een interferentie met de weerkaatste geluidsgolven en de directe geluidsgolven, met een reductie van het geluidsniveau tot gevolg. Daarenboven wordt een deel van de geluidsgolven geabsorbeerd door de gronddam. Dit zorgt ervoor dat het geluidsniveau van de gediffracteerde geluidsgolven sterk vermindert. Verder moet er ook rekening gehouden worden met de temperatuur, windsnelheid en verkeersintensiteit. De temperatuur en de verkeersintensiteit zijn reeds in rekening gebracht met behulp van de correctiefactoren. De laatste factor, windsnelheid heeft ook een invloed op de voortplanting van het geluid. De windsnelheid van het referentieveld is hoger dan de windsnelheid achter de gronddam. Daarbij is de gemiddelde windrichting afkomstig van het westzuidwesten (meewind). Dit heeft als gevolg dat het geluidsniveau meer versterkt wordt bij het referentieveld dan bij de gronddam. Onderstaande figuur toont het verschil in geluidsniveau over de afstand tussen het referentieveld en gronddam.



Figuur 7-23: Verschil in geluidsniveau referentieveld en gronddam op 5 m hoogte

Bij het vergelijken van het geluidsniveau over de afstand op 1,2 m hoogte, wordt dezelfde conclusie verkregen als op 5 m hoogte: het geluidsniveau over de afstand op 1,2 m hoogte achter de gronddam is lager dan het geluidsniveau over de afstand op 1,2 m hoogte op het referentieveld. Bij de vergelijking op 5 m hoogte, wordt opgemerkt dat het verloop gelijkaardig is aan elkaar. Dit is hier niet van toepassing. Door de diffractie van de geluidsgolven bij de gronddam, wordt het geluidsniveau direct sterk vermindert achter de gronddam en zijn de geluidsreducties over de afstand beperkt. Op het referentieveld vermindert het geluidsniveau echter sterk

en gelijkmatig over de afstand. Door de tegengestelde verlopen, is het verschil in geluidsniveau op 100 m afstand klein. Ook hier moet rekening gehouden worden met verschillende factoren die een invloed hebben op de voortplanting van het geluid. Zoals op 5 m hoogte, moet er rekening gehouden worden met het effect van de diffractie door de top, de temperatuur, windsnelheid, windrichting en verkeersintensiteit. Figuur 7-24 toont het verschil in geluidsniveau over de afstand tussen het referentieveld en gronddam.



Figuur 7-24: Verschil in geluidsniveau referentieveld en gronddam op 1,2 m hoogte

7.4.3. Geluidsattenuatie

Om het geluidsreducerend effect van de gronddam te bepalen, is het verschil bepaald tussen de geluidsniveaus van de gronddam en de geluidsniveaus van het referentieveld. Deze berekening is gebeurd aan de hand van Vergelijking 7.3. Het resultaat van deze berekening wordt weergegeven in Figuur 7-25 waarbij op de horizontale as de afstanden in m worden weergegeven en op de verticale as de geluidsattenuatie in dB(A).

Vergelijking 7.3: Bepaling geluidsattenuatie [24]

$$\text{Geluidsattenuatie [dB(A)]} = L_{\text{referentieveld}} - L_{\text{gronddam}} \quad (7.3.1)$$

Met:

$L_{\text{referentieveld}}$ Geluidsniveau op het referentieveld in dB(A)

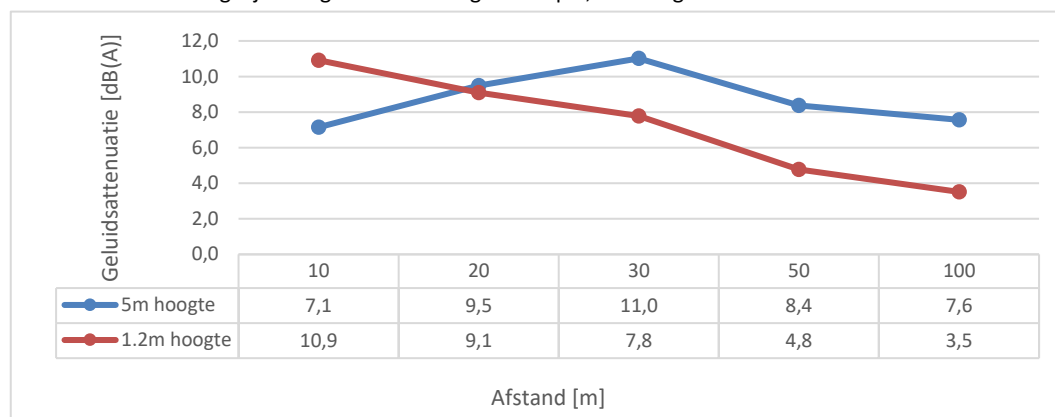
L_{gronddam} Geluidsniveau achter de gronddam in dB(A)

Bij het analyseren van het verloop van de geluidsattenuatie op 1,2 m hoogte, wordt een aflopend verloop verkregen. Deze vorm is te wijten aan het verschillende verloop van het geluidsniveau tussen het referentieveld en het geluidsniveau van de gronddam, zoals reeds vermeld in Paragraaf 7.4.2.3. Doordat het geluidsniveau achter de gronddam direct sterk vermindert, wordt op 10 m afstand de grootste geluidsreductie verkregen van 10,9 dB(A). Deze geluidsattenuatie daalt met de afstand, met de kleinste geluidsreductie op 100 m als gevolg: 3,5 dB(A). Dit komt doordat het geluidsniveau over de afstand op het referentieveld sterk daalt, terwijl de geluidsvermindering over de afstand achter de gronddam beperkt blijft.

Voor dit onderzoek, met deze gronddam, kan besloten worden dat de geluidsattenuatie op 1,2 m hoogte het grootst is voor de eerste 30 meter achter de teen van de gronddam. Op grotere afstanden heeft de gronddam een kleiner effect.

Bij een meethoogte van 5 m, wordt een afwijkend verloop van de geluidsattenuatie verkregen. Voor de eerste 30 meter stijgt de geluidsattenuatie waarna deze weer daalt. Dit verloop kan een gevolg zijn van de versterking van de directe geluidsgolven op 10 m afstand achter de gronddam met de gediffracteerde geluidsgolven. Door dit versterkend effect, heeft de gronddam de kleinste geluidsreductie op 10 m afstand: 7.1 dB(A). Dit versterkend effect daalt echter met de afstand, met als gevolg dat de geluidsattenuatie stijgt op 20 m en 30 m ten opzichte van de meetafstand 10 m. De grootste geluidsattenuatie wordt verkregen op 30 m: 11 dB(A), dit door de afname van het versterkend effect in combinatie met een lage verkeersintensiteit. De laagste verkeersintensiteit werd verkregen op 30 m afstand achter de gronddam. Vanaf deze afstand wordt

er een daling van de geluidsattenuatie verkregen. Deze daling is gelijkaardig aan de daling van de geluidsattenuatie op 1,2 m hoogte. Voor dit onderzoek, met deze grondnam, kan besloten worden dat de geluidsattenuatie het kleinst is op 10 m afstand achter de teen van de grondnam op 5 m hoogte. Op grotere afstanden wordt een gelijkaardige trend verkregen als op 1,2 m hoogte.



Figuur 7-25: Geluidsattenuatie bij grondnam

Bij het vergelijken van de resultaten van dit onderzoek met de resultaten verkregen uit het onderzoek van de Universiteit van Gent [17], wordt Tabel 7-8 verkregen. Voor deze vergelijking is er enkel gewerkt met de hoogte van 1,2 m, dit omdat de Universiteit van Gent heeft gewerkt met een hoogte tussen 1 en 2 m. Verder is de gemiddelde geluidsattenuatie van dit onderzoek bepaald door het gemiddelde te nemen van de geluidsattenuaties van 20 m tot en met 100 m. De geluidsattenuatie van 10 m is niet in rekening gebracht omdat in het onderzoek van de Universiteit van Gent een simulatie is uitgevoerd tussen de afstanden 26 m en 76 m.

Als dit onderzoek wordt vergeleken met het onderzoek van de Universiteit van Gent, worden enkele verschillen opgemerkt waarmee rekening moet worden gehouden. Allereerst zijn er voor dit onderzoek metingen uitgevoerd in situ in tegenstelling tot het onderzoek van de Universiteit van Gent waarbij enkel simulaties zijn uitgevoerd. Vervolgens zijn de vorm (hellingshoek, hoogte en afstand diffractie punt) van de grondnam, de verkeerssnelheid en de gemiddelde windsnelheid verschillend. Al deze verschillen zorgen er voor dat de geluidsgolven zich anders voortplanten en anders gediffracteed, gereflecteed en geabsorbeerd worden. Ondanks deze verschillen zijn de gemiddelde geluidsattenuaties vergelijkbaar. Het verschil in de gemiddelde geluidsattenuaties is slechts 1,5 dB(A). De hogere geluidsattenuatie in het onderzoek van de Universiteit is stochastisch het gevolg van een hogere en grotere grondnam met een kleinere afstand tussen het diffractie punt en de geluidsbron. Hierdoor kunnen meerdere geluidsgolven geabsorbeerd, gereflecteed en gediffracteed worden met een grotere geluidsattenuatie tot gevolg.

Tabel 7-8: Vergelijking onderzoek vs. literatuurstudie

	Onderzoek Universiteit van Gent [17]	Dit onderzoek
Vorm van grondnam	Symmetrisch trapezoidaal	Asymmetrisch trapezoidaal
Hoogte tot diffractie punt	4 m	2,69 m
Afstand tussen geluidsbron en diffractie punt	24 m	27,85 m
Hellingshoek	26,6°	9,42°
Verkeerssnelheid	130 km/u	120 km/u
Gemiddelde windsnelheid	19 km/u	10,67 km/u
Meethoogte	Tussen 1 en 2 m	1,2 m
Gemeten afstanden achter de teen van grondnam	26 – 76 m	10 – 100 m
Gemiddelde geluidsattenuatie	7,8 dB(A)	6,3 dB(A)

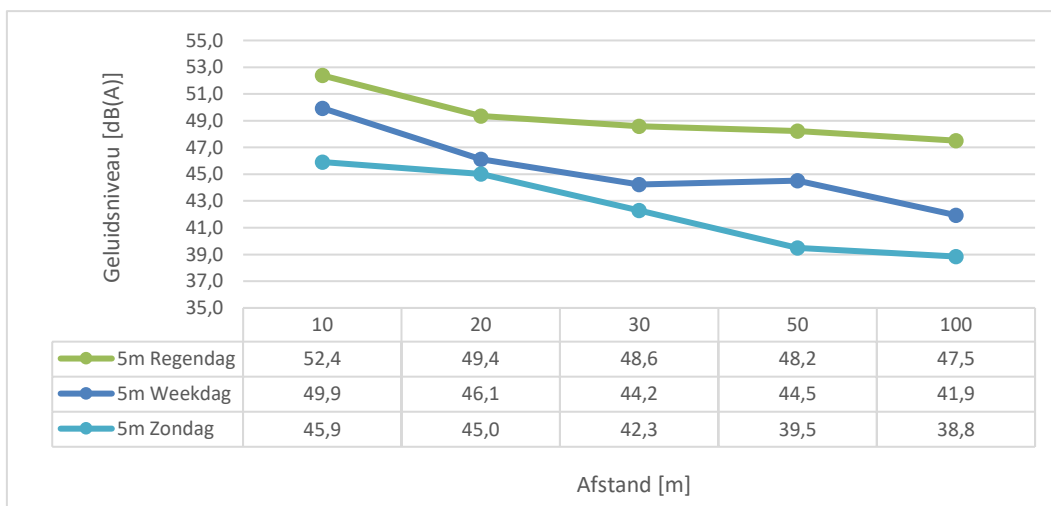
7.4.4. Geluidsniveau op verschillende dagen

Voor dit onderzoek wordt, naast het analyseren van de geluidsvoortplanting en de geluidsreductie van de grondnam, de invloed van de weersomstandigheden en de verkeersintensiteit onderzocht. Om dit te onderzoeken, is een meting uitgevoerd op een dag waar het in de nacht ervoor en voormiddag heeft geregend. Daarnaast is er eveneens een meting uitgevoerd op een zondag met een beduidend lagere verkeersintensiteit dan op de weekdays. De metingen zijn verwerkt waarbij de geluidsniveaus bij 1000 Hz achter de grondnam op beide hoogtes met elkaar worden vergeleken.

In Figuur 7-26 wordt het verloop van de geluidsniveaus over de verschillende afstanden van de gemiddelde weekday, regendag en zondag op 5 m hoogte weergegeven. Op de horizontale as worden de afstanden in m weergegeven en op de verticale as de geluidsniveaus in dB(A). Als de geluidsniveaus van de verschillende dagen met elkaar vergeleken worden, dan kan geconcludeerd worden dat de regendag het hoogste geluidsniveau produceert en de zondag het laagste geluidsniveau. De hogere geluidsniveaus bij de regendag zijn het gevolg van meerdere oorzaken. De eerste oorzaak is het effect van een nat wegdek. Uit onderzoek is gebleken dat bij frequenties vanaf 1000 Hz het geluidsniveau bij natte wegdekken beduidend hoger ligt dan bij een droog wegoppervlak. [14] Dit effect is meer van toepassing voor zware voertuigen dan voor lichte voertuigen. Bij lichte voertuigen is het geluidsniveau bij een nat wegdek pas beduidend hoger vanaf 2000 Hz. [14] De tweede oorzaak is de bodemabsorptie: door de regenval heeft de bodem meer vocht geabsorbeerd met als gevolg dat de bodem minder poreus is dan bij een droge dag. Door de lagere porositeit worden minder geluidsgolven geabsorbeerd en worden er meer gereflecteerd met een lagere geluidsreductie tot gevolg. De derde oorzaak is de opmerkelijk hogere verkeersintensiteit op de regendag vergeleken met de gemiddelde week- en zondag. De laatste oorzaak van de hogere geluidsniveaus op de regendag, is de temperatuur. Op 1 maart 2019 was de temperatuur aanzienlijk lager dan op de gemiddelde week- en zondag.

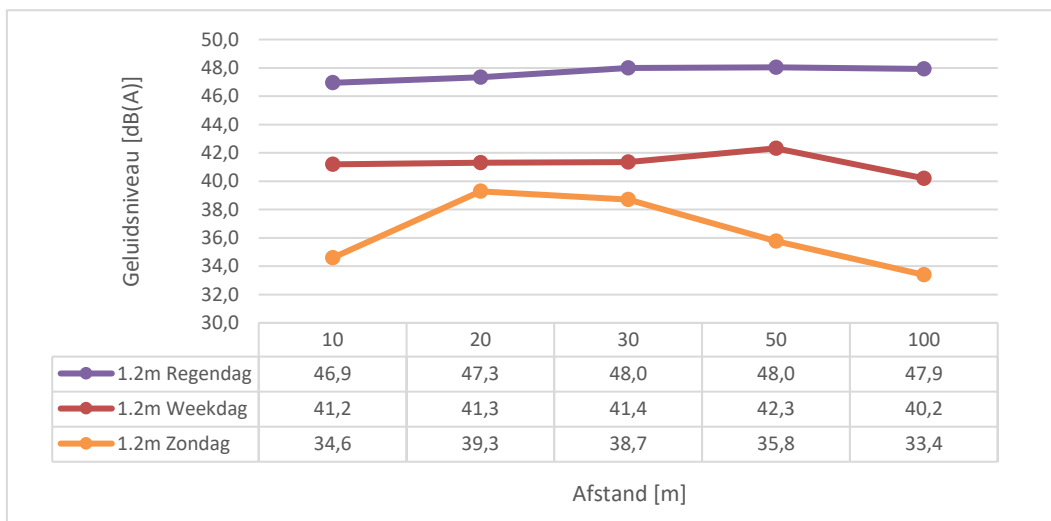
De lagere geluidsniveaus op zondag zijn eveneens het gevolg van meerdere oorzaken. De eerste oorzaak is de lagere verkeersintensiteit. Op deze meetdag was er beduidend minder vrachtverkeer dan op de regendag en de gemiddelde weekday, wat resulteert in een lagere PAE-waarde. De tweede oorzaak is de hogere temperatuur. Zondag 24 maart 2019 was een warmere dag dan de gemiddelde week- en zondag. Hierdoor worden de geluidsgolven meer naar boven afgebogen dan op de andere meetdagen. De laatste factor is de windrichting. Op de gemiddelde weekday was de gemiddelde windrichting afkomstig van het westzuidwesten, op de regendag van het noord-noordwesten. Op deze dagen is er dus met meewind gemeten. De gemiddelde windrichting op zondag daarentegen was afkomstig van het oosten. Op deze dag is er dus met tegenwind gemeten. Hierdoor worden de geluidsgolven naar boven afgebogen met een lager geluidsniveau tot gevolg.

Bij het analyseren van de verschillende verlopen, kan ook geconcludeerd worden dat deze gelijkaardig zijn aan elkaar.



Figuur 7-26: Geluidsniveau op 5 m hoogte, grondnam

Bij het vergelijken van het verloop van de geluidsniveaus over de verschillende afstanden van de gemiddelde weekdag, regendag en zondag op 1,2 m hoogte, wordt dezelfde conclusie verkregen als op 5 m hoogte: de regendag heeft het hoogste geluidsniveau en de zondag het minste geluidsniveau. De oorzaken die zijn besproken bij 5 m hoogte, zijn ook van toepassing op 1,2m hoogte. Echter, als de verschillende verlopen per dag met elkaar worden vergeleken, wordt opgemerkt dat het verloop van zondag een ander verloop heeft dan de verlopen van de gemiddelde week- en regendag. Bij het verloop van zondag is een sterke stijging tussen 10 en 20 m op te merken. Deze stijging is het gevolg van een geringe verkeersintensiteit op 10 m ten opzichte van de andere meetafstanden. Deze geringe verkeersintensiteit zorgt voor een lager geluidsniveau op 10 m ten opzichte van de andere afstanden. Figuur 7-27 geeft deze resultaten weer.



Figuur 7-27: Geluidsniveau op 1,2 m hoogte, grondnam

8. Conclusie

In dit hoofdstuk wordt een conclusie beschreven waarbij de deelvragen worden beantwoord die een uiteindelijk antwoord vormen op de hoofdvraag 'Wat is het geluidsverminderend effect van vegetatie en een grondnam op het wegverkeerslawaai?'. Vervolgens wordt het verloop van dit onderzoek beschreven waarbij de tegengekomen tegenslagen worden opgesomd. Ten slotte worden enkele aanbevelingen gegeven voor verder onderzoek.

8.1. Vegetatie

De eerste twee deelvragen die in de inleiding werden geformuleerd betreffen het geluidsreducerend effect van vegetatie. De eerste vraag luidt als volgt: Er zijn verschillende mechanismen die bijdragen tot het geluidsreducerende effect. In welke mate beïnvloeden deze het geluidsspectrum van het wegverkeerslawaai? Uit de resultaten kan een geluidsvermindering vastgesteld worden bij de middenfrequenties zowel op een hoogte van 5 m als 1,2 m. Deze vermindering is een gevolg van de verstrooiing en reflecties van de geluidsgolven in de vegetatiestrook door boomstammen, takken en gebladerte. Op 1,2 m werd er bijkomend een daling vastgesteld in het laagfrequente gebied, namelijk rond 125 – 200 Hz. Met de verschaft informatie uit de literatuurstudie kon geconcludeerd worden dat deze daling te wijten valt aan het zogenaamde grondeffect. De frequentie waarbij deze daling plaatsvindt, is afhankelijk van de porositeit van de bodem: hoe poreuzer de bodem, hoe lager de frequentie waar de daling optreedt. Bij het vergelijken van de frequentiespectra van de vegetatiestrook met de spectra van het open referentieveld, bleek de daling ten gevolge van het grondeffect bij de vegetatiestrook in een lager frequent gebied op te treden dan bij het referentieveld. De bodem van de vegetatiestrook bestaat voornamelijk uit mos en gebladerte in tegenstelling tot het referentieveld dat volgroeid is met gras. Mos heeft een meer poreuze samenstelling dan een grasvlakte, wat de eerdere daling in het frequentiespectrum van de vegetatiestrook verklaart. Dit bevestigt wat er in de literatuur wordt omschreven.

Vervolgens kan een antwoord geformuleerd worden op de tweede deelvraag: Wat is de invloed van de vegetatie op het geluidsniveau? Uit de resultaten kan vastgesteld worden dat de vegetatiestrook een miniem geluidsreducerend effect heeft op het wegverkeerslawaai op een hoogte van 1,2 m. Enkel vanaf een grote afstand (100 m) kan een voordelige geluidsattenuatie van 3,3 dB(A) geanalyseerd worden voor de gemiddelde weekdag. Op vijf meter hoogte wordt er vanaf 20 m een grotere geluidsattenuatie verkregen: deze bedraagt 4,9 dB(A) op een afstand van 100 m. De geluidsattenuatie is op deze hoogte in stijgende lijn met de afstand ten opzichte van de geluidsbron. Het verschil in geluidsniveau tussen beide hoogtes is te wijten aan de verschillende mechanismen die optreden in de vegetatiestrook. Door de aard van de vegetatiestrook waarin de metingen werden uitgevoerd, speelt op de kleinere afstanden voornamelijk absorptie door de bodem een rol. Naarmate dieper in de vegetatiestrook wordt gegaan, en dus verder verwijderd van de geluidsbron, zal er voornamelijk verstrooiing en reflectie van de geluidsgolven optreden.

Bij het analyseren van de meetresultaten op de verschillende dagen (weekdag, zaterdag en zondag) kon een verschil in geluidsniveau opgemerkt worden ten gevolge van de variërende verkeersintensiteit op deze dagen. Dit verschil is echter miniem. Dit komt door het type vervoer dat op deze dagen de vegetatiestrook heeft gepasseerd. Het type voertuig heeft immers een grote invloed op de personen equivalent waarde: een vrachtwagen weegt meer door dan een personenwagen. Op een zondag is er beduidend minder vrachtverkeer aanwezig in tegenstelling tot de gemiddelde weekdag en de zaterdag, met een lager geluidsniveau als gevolg. Dit biedt een antwoord op onze zesde deelvraag: In welke mate beïnvloedt de verkeersintensiteit het geluidsreducerend effect van vegetatie en een grondnam?

8.2. Gronddam

De derde en vierde deelvraag die in de inleiding werd geformuleerd betreft het geluidsreducerend effect van een gronddam. De derde deelvraag luidt als volgt: Hoe verandert het verloop van het geluidsspectrum bij het plaatsen van een gronddam in vergelijking met een open veld? Bij het analyseren van de resultaten kan een verschil in verloop vastgesteld worden tussen de twee meethoogtes. Het frequentiespectrum op vijf meter hoogte heeft een gelijkaardig verloop als het frequentiespectrum dat in de literatuur wordt beschreven. Dit gelijkaardig verloop is het gevolg van de minieme hoogte van de gronddam. Doordat de gronddam slechts 2,96 m hoog is, wordt het frequentiespectrum op 5 m hoogte slechts gering verminderd. Dit is echter niet van toepassing bij het frequentiespectrum op een hoogte van 1,2 m. Hierbij wordt een neerwaartse piek verkregen op 315 Hz. Er kan vastgesteld worden dat de gronddam de frequenties lager dan 315 Hz slechts minimaal beïnvloedt. Dit komt overeen met wat er in verschillende literatuuronderzoeken werd vastgesteld: de lage frequenties kunnen makkelijk rond de top van de gronddam om buigen met als gevolg dat het geluidsniveau op lage frequenties minder wordt gereduceerd door de gronddam.

Bij het analyseren van de geluidsattenuatie over de afstand wordt een uiteenlopend verloop verkregen tussen de twee toegepaste meethoogtes. Op 1,2 m hoogte wordt een dalend verloop van de geluidsattenuatie over de afstand verkregen. Op 10 m achter de gronddam wordt een geluidsattenuatie van 10,9 dB(A) verkregen, terwijl dit op 100 m slechts 3,5 dB(A) bedraagt. Het dalende verloop is te wijten aan het verschillende verloop van het geluidsniveau tussen het referentieveld en het geluidsniveau van de gronddam. Bij de gronddam wordt het geluidsniveau direct sterk verminderd achter de gronddam en zijn de geluidsreducties over de afstand beperkt. Dit is het gevolg van de diffractie van de geluidsgolven over de top. Door deze diffractie wordt op tien meter afstand een schaduwzone gecreëerd. Echter, op verder gelegen afstanden een kleine stijging (20 m, 30 m, 50 m) en een kleine reductie (100 m) van het geluidsniveau verkregen. Deze minieme stijging kan het gevolg zijn van het afbuigen van de geluidsgolven door de meewind, het versterken van de directe geluidsgolven met de gediffracteerdde golven of een combinatie van beide. Op het referentieveld vermindert het geluidsniveau echter sterk en gelijkmatig over de afstand.

Op een microfoonhoogte van 5 m wordt de kleinste geluidsattenuatie van 7,1 dB(A) verkregen op 10 m en de grootste attenuatie van 11,0 dB(A) op 30 m. Op 10 m afstand kunnen de directe geluidsgolven versterkt worden door de gediffracteerdde geluidsgolven. Ondanks deze versterking is er nog steeds een reductie waarneembaar. Deze reductie is het gevolg van de absorptie en reflectie door de gronddam dat een geluidsvermindering van de directe en gediffracteerdde golven tot gevolg heeft. Over de afstand buigen de gediffracteerdde geluidsgolven echter terug naar beneden, waardoor de versterking afzwakt en er meer geluid zal worden gereduceerd. Na 30 m wordt er terug een daling in geluidsattenuatie vastgesteld die evenwijdig verloopt met de geluidsattenuatie op 1,2 m. Deze conclusies bieden een antwoord op de vierde deelvraag, namelijk 'Wat is de invloed van een gronddam op het geluidsniveau?'

Tenslotte kan er bij het vergelijken van de verschillende meetdagen (weekdag, zondag, regendag) vastgesteld worden dat de regendag de grootste geluidsniveaus oplevert en de zondag de laagste geluidsniveaus. Dit komt overeen met wat er in de literatuur wordt beschreven. Bij regen versterkt het nat wegdek het geluidsniveau dat het wegverkeerslawai veroorzaakt. Daarenboven is de porositeit van het grondoppervlak minder op een regendag dan op een droge dag met een mindere bodemabsorptie tot gevolg. De regendag had ook een beduidend lagere temperatuur. Dit zorgt ervoor dat het geluidsreducerend effect vermindert. Op de zondag was er aanzienlijk minder vrachtverkeer, waardoor de PAE-waarde kleiner is dan op de andere dagen. Daarnaast had deze dag een hogere temperatuur, wat zorgt voor een betere geluidsreductie. Verder werd op de zondag ook gemeten met tegenwind. Deze tegenwind zorgt eveneens voor een geluidsreductie. Bij deze analyse van de verschillende meetdagen kon er een antwoord geformuleerd op deelvraag vijf ('Wat is de invloed van de weersomstandigheden, meer specifiek de temperatuur, de windsnelheid en windrichting op het geluidsverminderend effect?') en deelvraag zes (betreffende de verkeersintensiteit).

8.3. Aanbevelingen voor verder onderzoek

Dit onderzoek is verder gezet op een aanbeveling van Vermeire Alessandro en Bouwman Wessel, namelijk: het uitvoeren van meerdere geluidsmetingen op eenzelfde locatie, meten tot op 100 m afstand van de wegverharding en het gedetailleerder opvolgen van de meteogegevens. De aanbevelingen die in deze paragraaf vermeld worden, zijn gelijkaardig aan de overige aanbevelingen die door hen werden geformuleerd.

Allereerst is het interessant om bij een vervolgonderzoek meerdere metingen uit te voeren op verschillende locaties. Doordat er in dit onderzoek slechts op één locatie voor de vegetatiestrook en één locatie voor de grondnam meerdere metingen werden uitgevoerd, was het niet mogelijk om de invloed van de karakteristieken van een vegetatiestrook en een grondnam op het geluidsreducerend effect te onderzoeken. Er kon enkel conclusies geformuleerd worden betreffende de mechanismen van geluidsattenuatie. Door op meerdere locaties meerdere metingen uit te voeren, zou wel een beter beeld gevormd kunnen worden omtrent de invloed van de verschillende karakteristieken van vegetatie (stamgrootte, tussenafstand, etc.) en een grondnam (vorm, hellingshoek, begroeiing, etc.). Hiernaast is het eventueel ook mogelijk om metingen uit te voeren achter een rij bomen om ook hiervan de invloed te bepalen.

Als er meerdere meetlocaties gekozen worden, is het aangeraden om bij de keuze de verkeersintensiteit mee in rekening te brengen. De ideale situatie zou zijn wanneer de verkeersintensiteit van de verschillende meetlocaties gelijkaardig zijn. Dit zorgt ervoor dat de meetresultaten efficiënter met elkaar vergeleken kunnen worden.

Verder zou het ook zinvol kunnen zijn om op meerdere hoogtes te meten. Hierdoor kan de geluidsvoortplanting beter bestudeerd worden in functie van de hoogte. Zo kan bij de grondnam de exacte hoogte bepaald worden waarbij diffractie van de geluidsgolven plaatsvindt.

In dit onderzoek is er geen vergelijking gemaakt met een simulatie. Echter, is het vanaf 2019 verplicht voor alle lidstaten van de Europese Unie om bij geluidsberekeningen de methode CNOSSOS-EU toe te passen. Voor volgend onderzoek zou het interessant zijn om deze methode te vergelijken met de gemeten waarden. [24]

8.4. Reflectie

Algemeen kunnen we tevreden terugkijken op het onderzoek dat we het afgelopen jaar hebben uitgevoerd. Echter, is dit werk niet zonder tegenslagen verlopen. Na het grondige literatuuronderzoek werd er op zoek gegaan naar geschikte meetlocaties. Vooral het vinden van een geschikte grondnam bleek een uitdaging. In Vlaanderen komt een (geschikte) grondnam immers niet veel voor. De gronddammen die werden gebruikt in het onderzoek van Bouwman Wessel en Vermeire Alessandro waren enorm ver gelegen van ons woonadres om meerdere keren te overbruggen. Om deze reden werd er gekozen om een grondnam net over de grens België-Nederland te gebruiken als meetlocatie.

In het eerste semester werd vrij snel een geschikte vegetatiestrook gevonden. Echter, bij het contacteren van de eigenaar van deze vegetatiestrook bleek deze ongewillig om ons toegang te verlenen tot zijn perceel. Dit verplichtte ons ertoe om op een korte periode opnieuw op zoek te gaan naar een andere vegetatiestrook.

Het verwerken van de verkregen meetbestanden bleek evenwel een struikelblok te zijn. Door de grootte van deze meetbestanden, dienden we gebruik te maken van het programma MATLAB. Echter, vanwege ons gebrek aan kennis over MATLAB zijn we heel wat tijd verloren vooraleer we met de eigenlijke verwerking van de geluidsmetingen van start konden gaan.

Ondanks de meerdere tegenslagen hebben we de moed nooit opgegeven en zijn we blijven doorzetten. We zijn enorm trots op het werk dat we verwezenlijkt hebben. Door elkaar te steunen zijn we hier samen door geraakt.

Referenties

- [1] *Geopunt-kaart*. Available: <https://www.geopunt.be/kaart>
- [2] "Literatuurstudie naar de relatie wegverkeerslawaai versus gezondheid en leefbaarheid," 2012.
- [3] J. Lang, "Road traffic noise- noise emission: databases."
- [4] M.A.S., "Uitvoeren van een schriftelijke enquête ter bepaling van het percentage gehinderden door geur, geluid en licht in Vlaanderen – SLO-4," p. 168, 2018.
- [5] AWV. *Geluidskaarten*. Available: <https://wegenverkeer.be/geluidskaarten>
- [6] "Technisch vademecum," Available: http://www.leefmilieu.brussels/sites/default/files/user_files/vademecum_f7_tech_nl.pdf .
- [7] F. Alton Everest and K. C. Pohlmann, *Master Handbook of Acoustics*, 5 ed. The McGraw-Hill Companies, 2009, p. 510.
- [8] "Arnhem - effecten van vegetatie op verkeerslawaai," (in Nederlands), *Dienst Landelijk Gebied*, vol. 4, p. 16, 25 maart 2010 2010.
- [9] (1997). *ISBN 0-7726-2964-1, Noise Control Earth Berms: guidelines for the use of earth berms to control highway noise*.
- [10] M. Nilsson, J. Bengtsson, and R. Klæboe, *Environmental Methods for Transport Noise Reduction*. 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300: CRC Press, 2014.
- [11] B. Kotzen and C. English, *Environmental noise barriers: a guide to their acoustic and visual design*, 2 ed. CRC Press, 2009, p. 258.
- [12] L. Depauw, K. Verheyen, and T. Van Renterghem, "Het belang van houtige vegetatiekarakteristieken voor de reductie van verkeersgeluid," (in Nederlands), *Vakblad Natuur bos landschap*, pp. 20-23, april 2014 2014.
- [13] G. Pigasse and J. Kragh, "Optimised noise barriers: a-state-of-the-art report," December 2011 2011, vol. 194 Available: http://www.vejdirektoratet.dk/DA/viden_og_data/publikationer/Lists/Publikationer/Attachments/499/rapport%20194_web.pdf.
- [14] G. Władysław, "Comparison of vehicle noise on dry and wet road surfaces," (in English), *Foundations of civil and environmental engineering*, vol. 9, pp. 5-15, 2007.
- [15] F. Fricke, "Sound-Attenuation in Forests," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 92, no. 1, pp. 149-158, 1984.
- [16] T. Van Renterghem, D. Botteldooren, and K. Verheyen, "Road traffic noise shielding by vegetation belts of limited depth," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 331, no. 10, pp. 2404-2425, May 7 2012.
- [17] T. Van Renterghem and D. Botteldooren, "On the choice between walls and berms for road traffic noise shielding including wind effects," (in English), *Landscape and Urban Planning*, vol. 105, no. 3, pp. 199-210, Apr 15 2012.
- [18] WHO, "Environmental Noise guidelines for European Region," p. 181.
- [19] E. V. Kempen, M. Casas, G. Pershagen, and M. Foraster, "WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary," *Int J Environ Res Public Health*, vol. 15, no. 2, Feb 22 2018.
- [20] W. Babisch, "The Noise/Stress Concept, Risk Assessment and Research Needs," *Noise Health*, vol. 4, no. 16, pp. 1-11, 2002.
- [21] *Richtlijn 2002/49/EG van het Europees Parlement en de raad van 25 juni 2002 in zake de evaluatie en de beheersing van omgevingslawaai*, 2002.
- [22] "Actieplan wegverkeerslawaai," (in Nederlands), *Ine Departement Leefmilieu, Natuur en Energie*, p. 124, 2010.
- [23] *Geluidsbelastingkaarten*. Available: <https://www.lne.be/geluidsbelastingkaarten>
- [24] W. Bouwman and A. Vermeire, "Geluidsverminderend effect van gronddammen en vegetatiestroken op wegverkeerslawaai en de correlatie met simulaties van IMMI (SRM II)," Master, Faculteit Toegepaste Ingenieurswetenschappen, Universiteit Antwerpen, 2018.
- [25] B. Vanhooreweder, "Geluidsbelastingkaarten wegen Vlaanderen," *Wegenbouwkunde, Agentschap Wegen en Verkeer (Vlaamse Overheid)*, p. 13.
- [26] I. Struyf. (2019). *Gerapporteerde hinder door geluid, geur en licht*. Available: <https://www.milieurapport.be/milieuthemas/geluids-geur-lichthinder/geluids-geur-lichthinder/hinder-door-geluid-geur-en-licht>
- [27] M. D. Egan, *Architectural Acoustics*. J Ross Publishing, 2007, p. 448.

- [28] A. Bockstael, D. Botteldooren, B. De Coensel, G. Geentjens, C. Glorieux, and L. Kelders, "Impact van geluid op welzijn, leefmilieu en volksgezondheid, in Vlaanderen," (in Nederlands), pp. 22-24, 2012.
- [29] F. Alton Everest, *Master Handbook of Acoustics*, 4 ed. The McGraw-Hill Companies, 2001, p. 616.
- [30] A. Van der Donckt, B. Vanhooreweder, A. Buytaert, P. Houtave, and M. Goethals, "Geluidswerende maatregelen," (in Nederlands), p. 16, 2010.
- [31] E. Salomons, D. van Maercke, J. Defrance, and F. de Roo, "The Harmonoise Sound Propagation Model," (in English), *Acta Acustica United with Acustica*, vol. 97, no. 1, pp. 62-74, Jan-Feb 2011.
- [32] G. Reefthof, O. H. McDaniel, and G. M. Heisler, "Sound Absorption Characteristics of tree Bark and Forest Floor," (in English), pp. 206-217.
- [33] S. Yamada and T. Watanabe, "Sound attenuation through absorption by vegetation," (in English), *The journal of the acoustical society of Japan*, vol. 17, no. 4, pp. 175-182, 1996.
- [34] L. Depauw, "Belang van houtige vegetatiestroken voor de reductie van verkeersgeluid," Master, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, Universiteit Gent, Gent, 2013.
- [35] T. Van Renterghem and D. Botteldooren, "Numerical simulation of the effect of trees on downwind noise barrier performance," (in English), *Acta Acustica United with Acustica*, vol. 89, no. 5, pp. 764-778, Sep-Oct 2003.
- [36] R. Martinez-Sala, C. Rubio, L. M. Garcia-Raffi, J. V. Sanchez-Perez, E. A. Sanchez-Perez, and J. Llinares, "Control of noise by trees arranged like sonic crystals," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 291, no. 1-2, pp. 100-106, Mar 21 2006.
- [37] C. F. Fang and D. L. Ling, "Guidance for noise reduction provided by tree belts," (in English), *Landscape and Urban Planning*, vol. 71, no. 1, pp. 29-34, Feb 28 2005.
- [38] T. Van Renterghem *et al.*, "Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors," (in English), *Applied Acoustics*, vol. 92, pp. 86-101, May 2015.
- [39] "Geluidsschermen en absorberende materialen," in *Vademecum voor wegverkeerslawaai in de stad*, vol. 1, pp. 28-29.
- [40] K. Attenborough, "Sound propagation close to the ground," (in English), *Annual Review of Fluid Mechanics*, vol. 34, pp. 51-82, 2002.
- [41] AWV. *Geluidsbepalingen in de overdracht*. Available: <https://wegenverkeer.be/geluidsbepalingen-in-de-overdracht>
- [42] B. Deblauwe, "Onderzoek naar de impact van de EU-Richtlijn "Omgevingsgeluid" op te nemen maatregelen inzake "Wegverkeersgeluid" in Vlaanderen," burgerlijk bouwkundig ingenieur, Universiteit Gent, 2006.
- [43] (2017). *The Audible Landscape: A Manual for Highway Noise and Land Use*. Available: https://www.fhwa.dot.gov/ENVIRONMENT/noise/noise_compatible_planning/federal_approach/audible_landscape/al04.cfm#ftnref21
- [44] *ISO1996-2: Acoustics – Description, measurement and assessment of environmental noise*, 1996.
- [45] *Richtlijn (EU) 2015/996 van de Commissie van 19 mei 2015 tot vaststelling van gemeenschappelijke bepalingsmethoden voor lawaai overeenkomstig richtlijn 2002/49/EG van het Europees Parlement en de Raad*, 2015.
- [46] C. Vuye, A. Bergiers, and B. Vanhooreweder, "The Acoustical Durability of Thin Noise Reducing Asphalt Layers," (in English), *Coatings*, vol. 6, no. 2, Jun 2016.
- [47] U. Sandberg and A. Ejsmont, *Tyre/road Noise: reference book*, 1 ed. Harg, SE-59040 Kisa, Sweden: INFORMEX Ejsmont & Sandberg Handelsbolag, 2002.
- [48] A. Kuijpers, "Band/wegdekgeluid: mechanismen en modelvorming," 27 april 2004, 2004.
- [49] *ISO/DIS 11819 - 2 Acoustics – Method for measuring the influence of road surfaces on traffic noise - Part 2: Close-proximity method*, 2017.
- [50] (2010). *Geluid, wat is het precies en hoe werkt het?* Available: <https://wetenschap.infonu.nl/natuurkunde/57406-geluid-wat-is-het-precies-en-hoe-werkt-het.html>
- [51] D. C. Hothersall, S. N. Chandlerwilde, and M. N. Hajmirzae, "Efficiency of Single Noise Barriers," (in English), *Journal of Sound and Vibration*, vol. 146, no. 2, pp. 303-322, Apr 22 1991.
- [52] R. Hendrik, B. Rymer, D. Buehler, and J. Andrews, "Technical noise supplement to the traffic noise analysis protocol," (in English), *California Department of Transportation*, pp. 1-112, 2013.

Bijlagen

- Lijst Figuren
- Lijst Tabellen
- Lijst Vergelijkingen
- Bijlage A MATLAB (digitaal)
- Bijlage B Ongeschikte meetlocaties vegetatie (digitaal)
- Bijlage C Meteogegevens (digitaal)
- Bijlage D W&T_Gronddam (digitaal)
- Bijlage E W&T_Vegetatie (digitaal)
- Bijlage F Verkeersintensiteit (digitaal)
- Bijlage G Verkeersintensiteit gronddam (digitaal)
- Bijlage H Verkeersintensiteit vegetatie (digitaal)
- Bijlage I Meetresultaten gronddam (digitaal)
- Bijlage J Meetresultaten vegetatie (digitaal)
- Bijlage K Wegverkeerslawaai (digitaal)

Lijst Figuren

Figuur 1-1: Schematisch overzicht van het onderzoek	6
Figuur 2-1: Schema van Babisch [2]	9
Figuur 2-2: Geluidskaart L_{den} Ring van Antwerpen, aan Campus Groenenborger [1]	11
Figuur 2-3: Geluidskaart L_{night} , Ring van Antwerpen, aan Campus Groenenborger [1]	11
Figuur 2-4: Analyse geluidshinder Verkeer en Vervoer [4]	13
Figuur 3-1: (a) Refractie van geluidsgolven bij (a) een warme dag en (b) een koude dag [7]	14
Figuur 3-2: Het effect van wind [7]	15
Figuur 3-3: Frequentiespectrum van wegverkeerslawaaï voor lichte en zware voertuigen op droge en natte wegdekken [14]	16
Figuur 4-1: Insertieverlies in functie van de hoogte bij verschillende snelheden ((a) 30 km/u, (b) 70 km/u, (c) 110 km/u) [16]	18
Figuur 4-2: Verstrooiing en reflecties ten gevolge van de verandering van de akoestische impedantie bij vegetatie [8]	19
Figuur 4-3: Verstrooiing van wegverkeerslawaaï bij open veld (links) en bij vegetatie (rechts) [10]	19
Figuur 4-4: Nagalmtijd, als een kwantitatieve parameter voor de mate van verstrooiing van geluid in de boomkruin, met en zonder bladeren, in functie van de frequentie [10]	20
Figuur 4-5: Simulatie van de geluidspropagatie over een open veld (links) en doorheen een vegetatiestrook (rechts) [10]	20
Figuur 4-6: Grondeffect [12]	21
Figuur 4-7: Geluidsverzwakking in het geval van een open veld (x) in vergelijking met een vegetatiestrook (o). Hoogte bron = 0,6 m, hoogte microfoon = 1,2 m, relatieve vochtigheid = 90% [15]	21
Figuur 4-8: Beplantingsschema's (a) SC/SR, (b) FCC, (c) T [16]	22
Figuur 4-9: Insertieverlies in functie van de stamdiameter en voor verschillende beplantingsschema's (SC, SR, FCC en T) voor een licht voertuig met een snelheid van 70 km/h [16]	23
Figuur 4-10: Insertieverlies in functie van de stamdiameter [10]	23
Figuur 4-11: Insertieverlies in functie van (a) de diepte van de vegetatiestrook en (b) de breedte van de vegetatiestrook [10]	24
Figuur 4-12: Overzicht van de invloed van de verschillende vegetatiekarakteristieken [10]	25
Figuur 5-1: Effect van de positie van het diffractie punt [9]	26
Figuur 5-2: Vormen van de gronddammen [17]	28
Figuur 5-3: Neerwaartse windeffecten [17]	28
Figuur 5-4: (a) Bodem vs. helling en (b) Onderhoud vs. Helling [11]	30
Figuur 5-5: Voorbeeldfiguur gronddam vs. geluidscherm [13]	31
Figuur 5-6: Overzicht van de parameters die de geluidsreductie beïnvloeden	32
Figuur 6-1: Opstelling apparatuur	33
Figuur 6-2: Situering van de vegetatiestrook	35
Figuur 6-3: Weergave doorsnede helling voor vegetatiestrook	36
Figuur 6-4: Situering van het referentieveld voor de vegetatiestrook	36
Figuur 6-5: Situering van de gronddam	37
Figuur 6-6: Weergave doorsnede gronddam	37
Figuur 6-7: Situering van het referentieveld van de gronddam	38
Figuur 7-1: Validatie microfoons door middel van frequentie uitzending	42
Figuur 7-2: Frequentiespectrum wegverkeerslawaaï voor lichte voertuigen bij verschillende soorten wegdekken [3]	44
Figuur 7-3: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, referentieveld voor vegetatie	46
Figuur 7-4: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, referentieveld voor vegetatie	47
Figuur 7-5: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, referentieveld voor vegetatie	47
Figuur 7-6: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, vegetatiestrook	48

Figuur 7-7: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, vegetatiestrook.....	49
Figuur 7-8: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, vegetatiestrook	49
Figuur 7-9: Geluidsniveau bij 1000 Hz, referentieveld voor vegetatie.....	50
Figuur 7-10: Geluidsniveau bij 1000 Hz, vegetatie.....	51
Figuur 7-11: Verschil in geluidsniveau referentieveld en vegetatiestrook op 5 m hoogte	52
Figuur 7-12: Verschil in geluidsniveau referentieveld en vegetatiestrook op 1,2 m hoogte	52
Figuur 7-13: Geluidsattenuatie bij vegetatie	53
Figuur 7-14: Geluidsniveau op 5 m hoogte voor de verschillende dagen, vegetatie	54
Figuur 7-15: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, referentieveld voor grond dam	56
Figuur 7-16: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, referentieveld voor grond dam.....	57
Figuur 7-17: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, referentieveld voor grond dam	57
Figuur 7-18: Frequentiespectrum op 5 m hoogte, grond dam.....	58
Figuur 7-19: Frequentiespectrum op 1,2 m hoogte, grond dam	59
Figuur 7-20: Frequentiespectrum op 10 m, bij 5 m en 1,2 m hoogte, grond dam.....	59
Figuur 7-21: Geluidsniveau bij 1000 Hz, referentieveld voor grond dam	60
Figuur 7-22: Geluidsniveau bij 1000 Hz, grond dam	62
Figuur 7-23: Verschil in geluidsniveau referentieveld en grond dam op 5 m hoogte	62
<i>Figuur 7-24: Verschil in geluidsniveau referentieveld en grond dam op 1,2 m hoogte</i>	<i>63</i>
Figuur 7-25: Geluidsattenuatie bij grond dam	64
Figuur 7-26: Geluidsniveau op 5 m hoogte, grond dam	65
Figuur 7-27: Geluidsniveau op 1,2 m hoogte, grond dam	66

Lijst Tabellen

Tabel 2-1: % Gehinderden met slaapstoornis [18].....	9
Tabel 2-2: % Gehinderden bij ergernis [18]	9
Tabel 2-3: Geluidsblootstellingsklasse en de blootgestelden [5]	12
Tabel 3-1: Schatting van de invloed van een nat wegdek op het geluidsniveau [6]	15
Tabel 4-1: De stromingsweerstand voor verschillende typen bodem [8]	18
Tabel 5-1: Gemiddelde geluidsreducties van trapezoidale gronddammen [17]	29
Tabel 5-2: Gemiddelde geluidsreducties van triangulaire gronddammen [17]	29
Tabel 5-3: Voor- en nadelen van een gronddam	31
Tabel 6-1: Samenvatting meetlocaties.....	39
Tabel 7-1: Correctiefactoren vegetatiestrook zaterdag 24 maart 2019.....	43
Tabel 7-2: Gemiddelde temperaturen bij metingen vegetatiestrook	45
Tabel 7-3: Gemiddelde windsnelheden bij metingen vegetatiestrook	45
Tabel 7-4: Gemiddelde verkeersintensiteiten bij metingen vegetatiestrook.....	45
Tabel 7-5: Gemiddelde temperaturen bij metingen gronddam	55
Tabel 7-6: Gemiddelde windsnelheden bij metingen gronddam	55
Tabel 7-7: Gemiddelde verkeersintensiteiten bij metingen gronddam	55
Tabel 7-8: Vergelijking onderzoek vs. literatuurstudie	64

Lijst Vergelijkingen

Vergelijking 7.1: Temperatuur correctiefactor [46]	43
Vergelijking 7.2: Correctiefactor verkeersintensiteit [24]	43
Vergelijking 7.3: Bepaling geluidsattenuatie [24]	53